

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

PAR
Albert AMSELEM

ÉTUDE DES EFFETS DE LA MINIMALISATION DES BOUES SUR LA
MÉTHANISATION PAR DIGESTION ANAÉROBIQUE

MONTREAL, LE 26 AVRIL 2013



Albert AMSELEM, 2013



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier toutes les personnes qui ont rendu possible cet échange : une expérience enrichissante dans tous les niveaux et grâce à laquelle j'ai eu l'opportunité de découvrir l'autre bout du monde et de rencontrer des personnes incroyables.

À mes plusieurs « directeurs de recherche »: Frédéric Monette, Mathias Glauss et Robert Hausler qui ont su me guider tout au long de mon passage et m'ont transmis la passion pour la recherche.

À tous mes collègues de la STEPPE qui ont construit et soutenu une ambiance de travail parfaite.

À mes parents, qui m'ont toujours encouragé à poursuivre mes passions et qui ont toujours été à mes côtés et sans qui cette merveilleuse expérience n'aurait pas pu être possible.

À toutes les personnes dont j'ai eu l'opportunité de rencontrer et de côtoyer pendant ces longues et dures années d'études, des personnes avec qui j'ai eu le grand plaisir de grandir.

À mes parents,

ÉTUDE DES EFFETS DE LA MINIMALISATION DES BOUES SUR LA MÉTHANISATION PAR DIGESTION ANAÉROBIQUE

Albert AMSELEM

RÉSUMÉ

Le biogaz se présente comme une solution aux problèmes énergétiques actuels. La minimalisation des boues semble nous éloigner de notre objectif pour l'implantation d'un système de production d'énergie renouvelable. Les effets sur la méthanisation sont donc à étudier en profondeur. La modélisation et simulation des multiples procédés associés à la méthanisation par digestion anaérobie et la postérieure analyse financière ont permis de connaître et comprendre l'effet de la minimalisation. Cette modélisation étant effectuée grâce au modèle ASDM. Pour des stations modélisées pouvant asservir de 10.000 EH à 200.000 EH (municipalités 1 à 4). Réalisant toutes l'épuration par un système de boues activées. Un coût d'épuration de 0,25 \$/m³. Un coût de l'énergie de 0,06 \$/kWh. Un prix de vente de l'énergie produite de 0,16 \$/kWh. Des taux de minimalisation des boues en excès allant de 0% à 100%. Une aide au financement du 25%. Les résultats obtenus suggèrent : Une réduction de la quantité de boues produites en un 44,8%, 33%, 28,3% et 30,2% par rapport à la production maximale volumétrique. Les rapports MVS/MES restent plus ou moins constants face à une variation du taux de minimalisation indépendamment de la taille de la municipalité. Les taux de contenues en méthane emboîté entre un 64,09% et 62,65%. Dans le cas d'un dimensionnement fixé : Le calcul du pourcentage perdu en Biogaz entre le cas de minimalisation nulle et celui de minimalisation maximale révèle des pertes de : 4,8%, 7,7%, 8,8% et 8,8% du flux de biogaz pour les municipalités de 1 à 4 respectivement. Dans le cas d'un dimensionnement variable en fonction du TMBA : Les résultats montrent des réductions maximales de la production de biogaz de 45,0%, 33,13%, 28,53% et 30,20%. Par rapport aux PRI : Les viabilités financières des municipalités 2, 3 et 4 et avec une TMBA nul sont assurées avec des PRI de 8, 5 et 4 années respectivement. La viabilité financière pour la première municipalité dépend du TMBA, et une valeur de 60% est nécessaire pour obtenir un PRI inférieur à la durée de vie du projet (15 ans) et en assurer ainsi la viabilité. La minimalisation se présente comme une bonne solution pour la réduction des boues envoyées vers sa disposition finale mais aussi possède un grand effet sur la production énergétique par DA si le dimensionnement est mal choisi. Les tendances obtenues restent valables que dans le cadre hypothétique maintenu tout au long des simulations.

Mots clés: eaux usées, assainissement, digestion anaérobie, boues activées, ASDM, minimalisation, méthanisation.

ÉTUDE DES EFFETS DE LA MINIMALISATION DES BOUES SUR LA MÉTHANISATION PAR DIGESTION ANAÉROBIQUE

Albert AMSELEM

ABSTRACT

Biogas may be considered as a great solution to the actual energetic problems. Sludge reduction seems to be opposed to the goals for the creation of a renewable energy production system. The effects of sludge reduction need to be studied. Modeling and simulating various wastewater and sludge processes as well as for their financial viability has permitted to understand the effects of sludge reduction. ASDM has been the model used for the simulations. Four WWTP have been studied (10.000 pe to 200.000 pe). Activated sludge process has been used as the main treatment method. Clean-up cost of 0,25 \$/m³. Energy cost of 0,06 \$/kWhth. Energy selling price of 0,16 \$/kWhth. Sludge reduction rates from 0% to a 100%. An investment aid of 25%. Results suggest: a sludge reduction production of 44,8%, 33%, 28,3% and 30,2% if compared to the case without sludge reduction and for the four WWTPs considered. More or less constants values for the VSS/MSS rates. Methane contents going from 64,09% to 62,65%. For the fixed dimensions case : the maximum biogas loss are of 4,8%, 7,7%, 8,8% and 8,8% for the four WWTPs. For the variable dimensions case : biogas loss are of 45,0%, 33,13%, 28,53% and 30,20%. For the ROI : without sludge reduction and for the biggest WWTPs the ROI are of 8, 5 and 4 years. Financial viability is dependent on the sludge reduction rate for the first case. A sludge reduction rate of 60% is necessary to ensure a ROI under the project life-time (15 years). Sludge reduction is a good solution for reducing the quantity sent to final disposition but has also a great impact into the energetic production by anaerobic digestion if dimensions are variable. Obtained results remain valid on the hypothetical frame created.

Keywords: waste water, sanitation, anaerobic digestion, activated sludge, ASDM, minimization, methanization

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES	5
1.1 Les eaux usées.....	5
1.1.1 Quantité des eaux usées	5
1.1.2 Qualité des eaux usées	6
1.2 Le traitement des eaux usées.....	8
1.2.1 Les systèmes épuratoires.....	8
1.2.2 Système d'épuration par boues activées.	10
1.4 Les boues	13
1.4.1 Caractérisation des boues urbaines	14
1.4.2 Le traitement des boues	15
1.4.3 La digestion anaérobique (DA) des boues	16
1.5 La minimalisation de production de boues	20
1.5.1 Les mécanismes biologiques.....	21
1.5.3 Les technologies utilisées dans la pratique	23
1.7 Optimisation de la production de biogaz	24
1.7.1 Optimisation des boues à l'entrée du digesteur	24
1.7.2 Optimisation du digesteur anaérobique	26
1.8 État actuel.....	27
1.8.1 État actuel de la production de biogaz	27
1.8.2 Principaux usages du biogaz dans l'actualité.....	29
1.8.3 Aspects associés à la méthanisation de boues.....	30
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODE	31
2.1 Matériel.....	31
2.1.1 Pour la modélisation du système épuratoire : Modèle ASDM	31
2.1.2 Pour l'analyse de faisabilité financière : MATTEUS+.....	35
2.2 Les cas d'étude.....	38
2.2.1 Hypothèses	38
2.2.2 Variables	41
2.2.3 Scénarios	41
2.3 Procédures des simulations	46
CHAPITRE 3 RÉSULTATS	49
3.1 Simulation des systèmes épuratoires	49
3.1.1 Spécifications dimensionnelles.....	49
3.1.2 Spécifications opérationnelles	50
3.1.3 Rendements épuratoires	53
3.1.4 Production de boues	55
3.2 Simulation des systèmes digestifs.....	60
3.2.1 Spécifications dimensionnelles et opérationnelles.....	60
3.2.2 Rendement digestif	61
3.2.3 Production de biogaz.....	62
3.3 Analyse financière	67

3.3.1	Coût d'épuration lié au coût d'obtention des boues.....	67
3.3.2	Coûts d'épuration liés aux unités pour DA.....	68
3.3.3	Boues vers épandage et coûts associés	69
3.3.4	Bilan énergétique	70
3.3.5	Bilan financier.....	74
3.4	Synthèse	76
3.4.1	Effets des TMBA sur la production de boues	76
3.4.2	Effets des TMBA sur la production de biogaz.....	76
3.4.3	Effets des TMBA sur la viabilité financière	77
CONCLUSION.....		79
ANNEXE I : SPÉCIFICATIONS DU MODÈLE ÉCONOMIQUE DES UNITÉS.....		81
ANNEXE II : SPÉCIFICATIONS FINANCIÈRES.....		83
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		84

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1 Bilan volumique et massique des boues urbaines.....	14
Tableau 1.2 Revue de systèmes de réduction de boues activées en excès.....	23
Tableau 1.3 Exemples de technologies pour l'optimisation de la production de biogaz.	25
Tableau 2.1 Descriptif des unités modélisées.	34
Tableau 2.2 Propriétés des eaux usées.	39
Tableau 3.1 Spécification dimensionnelles des éléments des procès épuratoires.	50
Tableau 3.2 Spécification opérationnelles des éléments constituant les procès épuratoires. ...	52
Tableau 3.3 Rendement épuratoires.....	54
Tableau 3.4 Données des débits de boues vers digestion	55
Tableau 3.5 Données qualitatives en fonction de la nature des boues.....	58
Tableau 3.6 Données qualitatives en fonction du TMBA.....	59
Tableau 3.7 Spécification dimensionnelles et opérationnelles du système digestif	60
Tableau 3.8 Coûts d'épuration par tonnes de boues entrantes au digesteur.	67
Tableau 3.9 Débit de boues vers épandage en fonction du taux de minimalisation.	70
Tableau 3.10 Bilan énergétique	71
Tableau 3.11 Rapports d'énergie requise et produite.	73

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Schéma simplifié du cycle de l'eau en milieu urbain.	8
Figure 1.2 Niveaux de traitements en fonction de la taille de la municipalité.....	10
Figure 1.3 Schéma d'épuration par boues activées.	11
Figure 1.4 Schéma des étapes biologiques dans la digestion méthanique.	18
Figure 1.5 Schéma traitement de boues par digestion anaérobique.	19
Figure 1.6 Tendances actuelles de production électrique et calorifique issues du biogaz. Comparaison avec la feuille de route des NREAP.	29
Figure 2.1 Histogramme comparatif du nombre de paramètres des différents modèles.	33
Figure 2.2 Schéma explicatif du système de codification.....	41
Figure 2.3 Schéma d'épuration par boues activées pour les municipalités très petite et petite.....	42
Figure 2.4 Schéma d'épuration par boues activées pour la municipalité moyenne.	42
Figure 2.5 Schéma d'épuration par boues activées pour la municipalité grande.	43
Figure 2.6 Schéma de DA des boues des municipalités petite et très petite.	43
Figure 2.7 Schéma de DA des boues de la municipalité moyenne.	44
Figure 2.8 Schéma de DA des boues de la municipalité grande.....	44
Figure 2.9 Schéma de digestion des boues pour analyse financières.	45
Figure 2.10 Diagramme du flux de travail suivi au cours des simulations.....	47
Figure 3.1 Taux de diminution des volumes des boues envoyées vers digestion en fonction du TMBA.....	56
Figure 3.2 Histogrammes des débits de boues vers digestion en fonction du TMBA.....	57
Figure 3.3 Graphique des rapports boues activées/boues totales en fonction du TMBA.	58
Figure 3.4 Suivi du taux de stabilisation des boues en fonction du TMBA.....	61
Figure 3.5 Flux du biogaz et composition en Méthane.....	63
Figure 3.6 Taux de diminution du flux méthanique en fonction du TMB.....	64

Figure 3.7 Rapports volumétriques Biogaz/Boues.	65
Figure 3.8 Rapports volumétriques Méthane/Boues.....	65
Figure 3.9 Variation du coût d'obtention des boues en fonction du taux de minimalisation...68	
Figure 3.10 Coût d'O&E en fonction du TMBA	69
Figure 3.11 Taux de diminution de la production énergétique en fonction du TMBA	72
Figure 3.12 Périodes de retour de l'investissement en fonction du TMBA.	74

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AGV	Acides gras volatiles
APOH	Acétogènes productrices obligées d'hydrogène
ASDM	<i>Activated sludge/anaerobic digestion</i>
ATP	Adénosine triphosphate
C _{eq}	Capacité nouvel équipement
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
COT	Carbone organique total
C _R	Capacité de référence
CSTR	<i>Continuous stirred-tank reactor</i>
DA	Digestion anaérobique
DBO	Demande biochimique en oxygène
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
EH	Équivalent hommes
GES	Gaz à effet de serre
H ₂	Dihydrogène
H ₂ O	Molécule d'eau
I _E	Investissement requis
I _R	Investissement de référence
k _{hydro}	Coefficient d'hydrolyse
MBR	Bioréacteur membranaire
ME	Mise en échelle

MES	Matières en suspension
MO	Matière organique
MVS	Matières volatiles en suspension
N	Azote
NH_4^+	Ion ammonium
NREAP	Plan d'action national d'énergies renouvelables
O&E	Opérations et entretien
O_2	Dioxygène
O_3	Ozone
OE_E	Opérations et entretien requis
OE_R	Opérations et entretien de référence
OSA	<i>Oxic-settling-anaerobic</i>
P	Phosphore
PCI	Pouvoir calorifique inférieur
pH	Potentiel hydrogène
PRI	Période de retour sur l'investissement
qté.	Quantité
R^2	Coefficient de détermination
STEP	Station d'épuration
TKN	Total Kjeldhal Nitrogen
TMBA	Taux de minimalisation des boues activées
TRB	Temps de rétention des boues
TRH	Temps de rétention hydraulique
TRI	Taux de rendement
VAN	Valeur actuelle nette

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

\$	Dollar canadien
%	Pourcentage
°C	Degrès Celsius
GWh	Gigawatt heure
ha	Hectare
hab.	Habitant
hr	Heure
j	Jour
kg	Kilogramme
kHz	Kilohertz
ktep	Kilotonne équivalent pétrole
kW	Kilowatt
L	Litre
m	Mètre
m ²	Mètre carré
m ³	Mètre cube
mg	Milligramme
mgMES	Milligramme de matière en suspension
mgN	Milligramme de nitrogène
mgP	Milligramme de phosphate
Mm ³	Mégamètre cube
ppm	Partie par million
rpm	Révolutions par minute
t	Tonne
W	Watt
Wh	Watt heure

INTRODUCTION

De nos jours et dans des courts périodes de temps, les petites villes se transforment en des grandes et à son tour les grandes en deviennent des mégapoles. La démographie au niveau mondial accroit à des pas gigantesques, en se concentrant de plus en plus dans les milieux urbains. Des milieux urbains qui à chaque jour, et à chaque accroissement de sa population, consomment et puis rejettent de plus en plus. Des villes qui consomment plus d'énergie, de matières premières, d'eau et qui rejettent plus de déchets et de pollution vers l'environnement qui l'entoure. La protection de cet environnement devient ainsi une responsabilité primordiale pour celui qui en dépend pour vivre mais qui en cause sa détérioration.

Deux sont les clairs exemples de ce phénomène : le besoin de plus en plus élevé d'énergies renouvelables et l'accroissement des quantités d'eaux usées émises par les agglomérations.

Les agglomérations consomment de plus en plus d'énergie, et si cette énergie ne provient pas d'une source renouvelable elle entraîne une pollution directe de l'environnement. La recherche scientifique au tour du monde a permis la découverte de nombreuses sources d'énergie renouvelables parmi lesquelles : la méthanisation. Cette technologie permet l'obtention de biogaz par la fermentation méthanique de matières riches en composés organiques.

Les rejets d'eaux usées augmentent d'où le besoin de plus de stations d'épuration de plus en plus performantes. Des installations qui deviennent nombreuses et nécessaires. Mais cette pollution n'est que séparée de ces eaux et en devient alors un sous-produit de l'épuration : les boues. Par conséquent, l'augmentation du nombre de stations d'épuration et de sa performance équivalent directement à une augmentation du volume de boues; la nouvelle source de pollution. Une des solutions trouvée pour faire face à cette augmentation du volume de boues produit et tout d'abord en minimiser sa production puis, en profitant ses propriétés organiques, en créer un produit profitable. Mais de forts efforts sont encore nécessaires pour permettre une pleine rentabilité, d'où une des

solutions les plus communes est l'épandage sur les champs d'exploitation agricole ou sa disposition finale par combustion ou enfouissement. Mais puisque toutes ces options entraînent des coûts liés à la quantité de boues, la minimalisation de ces boues est devenue une activité quotidienne et elle est automatiquement instaurée lors de la conception de nouvelles stations.

Une contradiction est alors aperçue : d'un côté l'augmentation du besoin en énergies renouvelables mais simultanément de l'autre côté une minimalisation fortement épandue d'une potentielle matière première pour la production de biogaz par méthanisation : les boues d'épuration.

Objectif.

L'objectif global de ce travail est d'étudier la viabilité dans les procédés de production et traitement des boues issues des stations d'épuration afin d'en étudier les effets de la minimalisation de boues sur la production de biogaz par méthanisation.

Pour l'obtention d'une conclusion valable, les objectifs spécifiques suivants sont proposés ;

1. La révision de l'état actuel de la récupération énergétique des boues par méthanisation.
2. La révision et étude des systèmes de minimalisation de la production de boues.
3. La modélisation et simulation des procédés propres à quatre stations d'épurations responsables de l'assainissement des eaux issues de quatre municipalités de différentes tailles.
4. La modélisation de la production d'une énergie renouvelable par la fermentation méthanique des boues à la sortie des stations d'épuration.
5. La modélisation des systèmes proposés antérieurement avec cette fois-ci l'introduction d'une variable : le taux de minimalisation des boues.
6. L'étude des résultats obtenus puis analyse économique et financière.
7. L'élaboration d'une conclusion argumentée à propos de la viabilité du système global.

Afin d'atteindre ces objectifs l'étude débutera par une introduction exposant de tels concepts comme l'assainissement des eaux usées, le traitement des boues, les techniques pour sa minimalisation, l'état actuel des technologies de production de biogaz, et des technologies pour sa valorisation. Par la suite les résultats des modélisations des systèmes d'épuration seront exposés. Finalement l'analyse des résultats obtenues sera présentée et les conclusions et discussions formulées.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1 Les eaux usées

Le terme d'eaux usées est attribué de façon globale à toutes eaux issues des activités humaines, qui prennent place dans les centres urbains, rurales ou industrielles. La croissance de la population provoque chaque année une augmentation dans la quantité d'eaux usées émises. Ainsi, des systèmes de traitements des eaux usées de plus en plus performants sont exigés par les agences gouvernementales au tour du monde.

1.1.1 Quantité des eaux usées

Les eaux usées peuvent être divisé en deux grande partie ; la partie d'usage domestique et la partie d'usage non-domestique. Le domestique se réfère aux eaux rejetées par l'ensemble d'une population dû aux activités du quotidien, celle-ci reflète donc la consommation familiale habituelle. Le non-domestique se réfère lui à toute eau consommée excluant l'usage domestique, ainsi les eaux utilisées en industrie, en commerce, ou en agriculture sont donc considérées comme des eaux non-domestiques.

D'après Satin et Selmi (2006), selon des études d'urbanismes en France, les débits d'eaux usées domestiques à prévoir en fonction de l'agglomération sont ;

- 150 L/hab./jour pour les petites agglomérations
- 200 L/hab./jour pour les villes à partir de 10 000 habitants
- 250 L/hab./jour pour les villes à partir de 100 000 habitants
- 300 L/hab./jour pour les villes à partir de 500 000 habitants
- 350 L/hab./jour pour les villes à partir de 1 million d'habitants

Pour ce qui est les quantités d'eaux usées rejetées par les industries, celles-ci dépendent très fortement du type d'industrie ainsi que des besoins propres à son environnement. D'après l'agence gouvernementale Statistique Canada (2009) des données approximatives en fonction du type d'industrie sont analysées, ainsi plus du 70% des eaux usées rejetées

proviennent des industries du papier (45,2%) et des transformations primaires métallurgiques (26,4%). Si le pays possède une production agricole importante, les chiffres montrent que ce type d'activité requiert des quantités très élevées d'eau.

1.1.2 Qualité des eaux usées

Dans le cas des eaux usées domestiques, nombreux sont les produits conduits par l'eau à travers le réseau d'assainissement. Il serait donc d'une complication énorme de caractériser les eaux usées domestiques en fonction de sa composition chimique exacte. Dans le domaine non-domestique, en fonction de la nature de l'activité et des règlements imposés par les agences pertinentes, des caractérisations des eaux à la recherche d'un certain composé chimique peuvent être menées.

Ainsi les caractéristiques des eaux usées permettent d'évaluer de façon globale et efficace son potentiel polluant. Les paramètres se décomposent en deux ; les paramètres physico-chimiques et les paramètres microbiologiques ;

1.1.2.1 Paramètres Physico-Chimiques

Les principaux paramètres caractérisant les eaux usées sont ;

Les matières en suspension (MES) ; regroupent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdale. Ainsi elles peuvent être organiques ou minérales. Celui-ci reste toujours un bon indicateur de la pollution des eaux usées.

Les matières volatiles en suspension (MVS) ; représentent la fraction organique des MES.

Les matières décantables ; Les matières en suspension qui décantent de façon naturelle dans un temps raisonnablement court et dans des conditions statiques.

La conductivité ; Permet de connaître la concentration totale en sels dissous.

La demande biochimique en oxygène (DBO) ; Représente la quantité d'oxygène nécessaire pour mener les phénomènes d'oxydation chimique et biochimique. Ce qui équivaut au phénomène qui se déroulerait dans une rivière bien oxygénée. De façon générale le paramètre le plus utilisé est le DBO_5 et donne les résultats d'oxygène consommé en cinq jours.

La demande chimique en oxygène (DCO) ; Représente la quantité d'oxygène nécessaire pour mener une oxydation complète des matières organiques présentent.

Le carbone organique total (COT) ; Vise à donner une idée plus précise de la quantité organique présente dans l'eau. L'analyse consiste en une combustion sous un courant d'oxygène continue puis mesure du CO_2 total qui s'en dégage.

L'azote (N) ; plusieurs types d'azote sont présents dans les eaux usées, l'azote réduit et l'azote oxydé. Ainsi, il existe plusieurs types d'analyse possibles en fonction du type d'azote. Parmi eux, l'azote TKN (*total Kjeldahl Nitrogen*).

Le phosphore (P) ; Permet de connaître la concentration totale en phosphore. Celle-ci est une donnée importante lors de l'analyse des risques d'eutrophisation des eaux calmes.

1.1.2.2 Paramètres Microbiologiques

Les paramètres microbiologiques font références à la présence et quantité des organismes biologique pathogènes. Principalement l'*Escherichia Coli*, les streptocoques, les salmonelles, les virus, et les parasites. Ces paramètres doivent être tenu en compte et éliminés, afin d'assurer la désinfection des eaux, et limiter ainsi un danger pour la santé publique.

Donc les quantités et propriétés des eaux usées à traiter varient en fonction du type de milieu urbain, de l'envergure de l'agglomération et des habitudes de consommation de la population. De façon saisonnière la qualité et quantité d'eaux usées restent constantes pour un même milieu urbain.

1.2 Le traitement des eaux usées

1.2.1 Les systèmes épuratoires

Les milieux aquatiques possèdent la capacité, grâce aux bactéries présentes et à la bonne oxygénation de l'eau, de traiter de façon naturelle des eaux avec une concentration particulièrement élevée en matière organiques. Mais si cette concentration est trop élevée, et dépasse la capacité de traitement naturel, l'environnement reste alors pollué à long terme. C'est pour cela que les traitements des eaux usées sont nécessaires, afin de limiter l'impact sur l'environnement. Un déversement d'eaux usées non traitées provoque une chute dans les niveaux d'oxygène dissous du milieu récepteur, cela provoque à son tour la dégradation des conditions essentielles pour la survie de la plus part de la faune présente. Des dégâts à plus long terme peuvent apparaître si le phénomène d'eutrophisation se donne ou si des contaminants toxiques sont déversés.

Ainsi de façon générale et globale, le système d'épuration des eaux usées est maintenant impérativement présent dans toutes les grandes et moyennes agglomérations. Un schéma simplifié du cycle de l'eau dans les agglomérations est illustré à la figure 1.1.



Figure 1.1 Schéma simplifié du cycle de l'eau en milieu urbain.

Tiré d'Environnement Canada (2010).

Il existe une très grande variété de systèmes possibles pour une station d'épuration. De façon générale le procès global peut être divisé en trois grands traitements. Ceci viennent à la suite des traitements préliminaires visant la séparation des solides et graisses effectuée par les équipements de dégrillage, dessablage et dégraissage-déshuilage ;

Le traitement primaire ; procédé physique ou physico-chimique visant la décantation poussée des matières en suspension dans l'eau. Les sous-produits obtenus constituent les boues primaires.

Le traitement secondaire ; le procédé biologique est le plus répandu pour le traitement secondaire. Visant l'épuration par la voie biologique, des conditions optimales y sont mises en place pour permettre l'activité des micro-organismes présents. Ceux-ci se nourrissent des matières organiques polluantes, consomment ainsi les quantités d'oxygène nécessaires et se reproduisent. Par la suite une décantation (ou clarificateur) permet de séparer l'eau épurée des communautés de micro-organismes. Le traitement secondaire peut être aussi un procédé entièrement physico-chimique, où par le moyen d'intervention chimique la coagulation et floculation visent à la réduction vite et effectif des particules en suspension.

Les traitements complémentaires (ou tertiaires); varient en fonction de l'usage et du milieu récepteur des eaux sortantes du traitement secondaire. Visent normalement à l'abattement de la pollution azotée et phosphorée ou à la désinfection des effluents.

Le choix du système épuratoire repose sur la qualité et quantité de l'eau à traiter, les conditions météorologiques, les exigences environnementales, etc. Ainsi beaucoup sont les systèmes possibles pour l'épuration des eaux usées. Les procédés biologiques seront plus répandus s'il n'existe pas de chutes de température trop sévères et les procédés physico-chimiques si les conditions saisonnières ne sont pas constantes. La figure 1.2 illustre les différents niveaux de traitements en fonction de la taille de la municipalité canadienne.

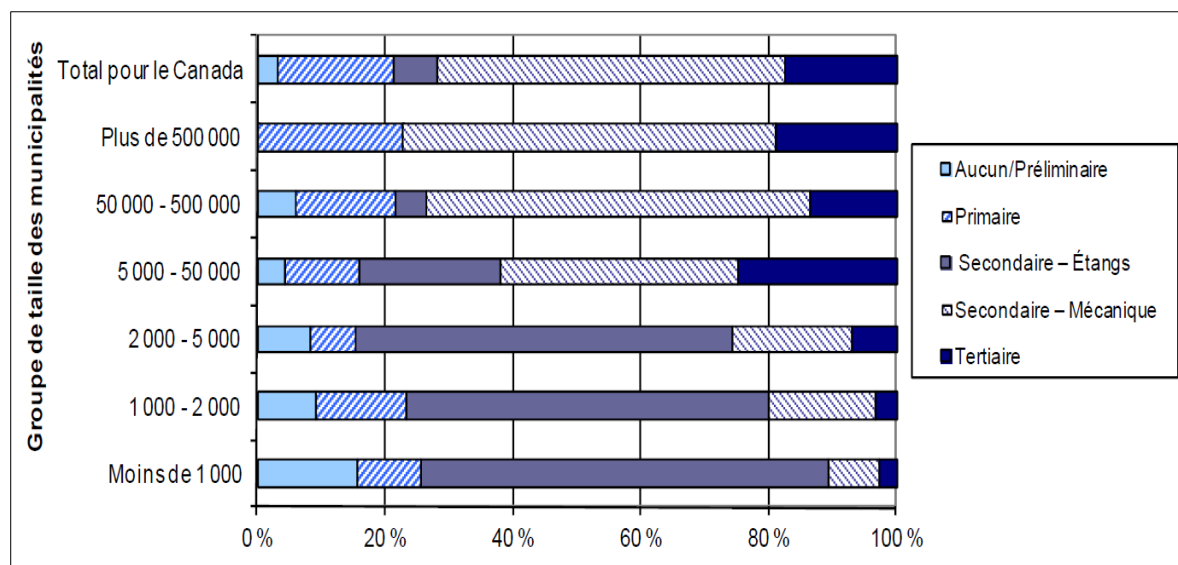


Figure 1.2 Niveaux de traitements en fonction de la taille de la municipalité.

Tirée du rapport sur l'utilisation de l'eau par les municipalités réalisé par Environnement Canada (2011)

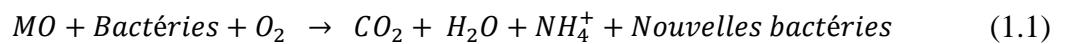
Ainsi suite à l'étude des caractéristiques de l'effluent, des conditions environnementales, des conditions du site, des objectifs épuratoires, etc. vient alors le choix du procédé ainsi que son dimensionnement. Tous ces facteurs expliquent alors la grande variété de procédés dans le domaine des stations d'épurations. Des outils pour l'aide au choix du système épuratoire ont été formulés dans de nombreux articles scientifiques (Kalbar *et al.* 2012, Hardisty *et al.* 2012, Giurco *et al.* 2009, Bdour *et al.* 2009). Indépendamment de la nature du traitement globale, toute épuration des eaux usées implique une production de boues.

1.2.2 Système d'épuration par boues activées.

Depuis son invention au début du XIX^{ème} siècle en Angleterre, le procès d'épuration par boues activées est devenu aujourd'hui le système le plus répandu (Kalbar *et al.* 2012).

Basé sur le principe d'autoépuration des milieux naturels, la technique des boues activées vise principalement à l'accélérer d'avantage dans un milieu contrôlé. Par l'oxygénation

de l'effluent les bactéries absorbent et métabolisent les matières organiques (MO) (équ. 1.1), créant alors des flocons qui décantent. Cette masse flocaleuse constitue les dites boues activées. Par le constant renouvellement de ces boues, la dégradation de la pollution organique est alors atteinte dans un délai beaucoup plus court que dans le milieu naturel. Cette augmentation de la vitesse d'élimination de la pollution est due aux phénomènes d'adsorption et floculation de la MO qui apparaissent pendant les premières minutes de contact entre les boues et les rejets.



Suite aux traitements préliminaires et primaires viennent les composants typiques ; le bassin d'activation, le décanteur secondaire avec recirculation des boues activées puis l'évacuation des eaux traitées et le traitement des boues en excès. Un exemple de l'organisation de ces composants et du cheminement de l'eau et des boues est illustré dans la figure 1.3.

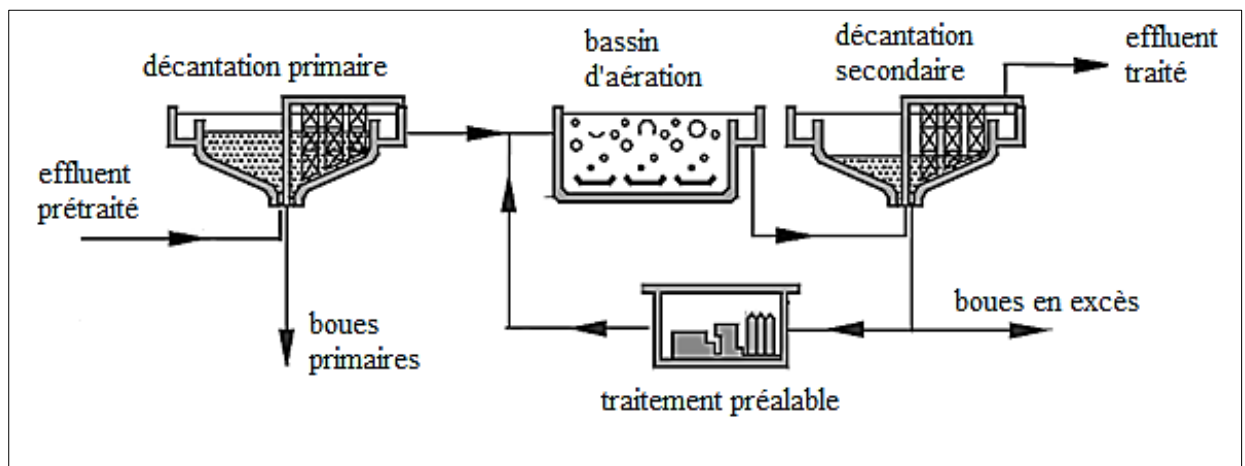


Figure 1.3 Schéma d'épuration par boues activées.

Adaptée de Andreottola et Foladori (2007)

Comme tout autre procès basé sur une population bactérienne, l'efficacité du traitement par boues activées dépend des facteurs suivants (Satin et Selmi, 2006, p. 393); Le rapport nourriture/population bactérienne, la nature de l'alimentation fournie par la biomasse, la teneur en oxygène dans le bassin d'activation, l'homogénéisation du mélange, la

température de l'eau et des boues, le pH de l'eau et des boues activées, les interactions entre les variétés de bactéries, etc.

Beaucoup sont depuis son invention les modalités de traitement par boues activées utilisés dans l'actualité. Les alternatives existantes parmi les technologies d'oxygénation, l'alternance entre zones d'aération et zones d'anoxies, l'utilisation de charbon actif, le taux de recirculation des boues, l'âge des boues, etc. seront choisies en fonction des besoins épuratoires propres à chaque station.

Afin de caractériser un système d'épuration par boues activées, les facteurs pouvant être variés dans ce procès sont définis par la suite;

Dispositif d'aération ; Une concentration minimale d'oxygène de 0,5 mg/L est nécessaire dans le bassin d'aération pour mener l'oxydation des matières organiques, et de 2 mg/L pour mener la nitrification des possibles substances azotées. Ainsi l'apport d'air nécessaire au bassin d'activation peut être effectué par des mécanismes du type injection d'air ou aérateur de surface.

Charge volumique et massique ; la charge volumique exprime la masse de DBO_5 éliminée par mètre cube du bassin et par jour. La charge massique exprime la masse de DBO_5 éliminée par kilogramme de matières volatiles (MVS) contenue dans les boues et par jour.

L'âge des boues ; mesure du temps de rétention des boues activées dans le bassin d'aération.

Zones d'aération et zones d'anoxies ; l'alternance entre des zones oxygénées et non-oxygénées dans un même bassin permet l'abattement de la DBO ainsi que l'abattement des polluants nitrifiés respectivement.

1.4 Les boues

Comme vue précédemment, toutes les technologies existantes visant l'épuration des eaux usées impliquent une production indirecte de boues. L'augmentation du nombre de stations d'épuration au niveau des agglomérations et les nouvelles restrictions environnementales, de plus en plus sévères, provoque ainsi une augmentation des boues produites. Dû aux exigences environnementales et aux coûts d'investissement qu'il suppose, le traitement des boues est de nos jours devenu aussi indispensable et important que le traitement des eaux usées. La preuve, le traitement des boues représente un investissement de l'ordre de 30% à 50% du coût du traitement de l'eau (Satin et Selmi, 2006, p.451). Ainsi la viabilité économique d'une station d'épuration repose fortement sur le traitement choisi et la quantité de boues produites.

Des données approchées de la production moyenne de boues en fonction du traitement sont présentées dans le tableau 1.1.

Tableau 1.1 Bilan volumique et massique des boues urbaines.

Adapté de Satin et Selmi, (2006, p.453)

Type de boue	MES (g/hab./jour)	Débit (L/hab./jour)	Concentration (% de MES)	MVS/MES (%)
<i>Boue primaire :</i>				
Fraîche	50 – 60	1 – 1,2	5	50 – 70
Digérée	30 – 50	0,6 – 1	5 – 6	30 – 60
<i>Boue mixte (boue primaire + boues activées de moyenne à forte charge) :</i>				
Fraîche	80 – 85	1,7 – 2	4 – 5	60 – 70
Digérée anaérobie	55 – 60	1 – 1,4	4 – 6	45 – 60
Digérée aérobie	60 – 70	1,75 – 2	3 – 4	50 – 65
<i>Boue (faible charge, aération prolongée) :</i>				
Fraîche stabilisée	40 – 50	1,6 – 2	2 – 3	60 – 70
Digérée aérobie	30 – 50	1,33 – 1,5	2 – 3	60 – 70
<i>Boue mixte (boue primaire + lit bactérien) :</i>				
Fraîche	70 – 75	1,25 – 1,75	4 – 6	55 – 70
Digérée anaérobie	45 – 60	0,83 – 1,12	4 – 6	35 – 60
<i>Boue physico-chimique :</i>				
Décantation statique ou accélérée	100 – 150	2,5	4 – 6	40 – 65 selon le conditionnement chimique appliqué
Décantation lamellaire	100 – 150	7,5 – 10	1 – 2	
Aérofлотation	100 – 150	1 – 2,5	5 – 6	

1.4.1 Caractérisation des boues urbaines

Les caractéristiques des boues dépendent fortement de la charge polluante de l'effluent traité ainsi que des techniques d'épuration mises en place. Une distinction se fait ainsi en fonction du traitement du quelle proviennent et trois types de boues sont repérés (Satin et Selmi, 2006, p. 452);

Les boues primaires ; produites lors de la première décantation. Présentent des concentrations de l'ordre de 50 g/L et un taux de matière organique de 50% à 70%. Constituent les dites boues fraîches et sont extrêmement fermentescible.

Les boues physico-chimiques ; produites lors de la décantation forcée par l'injection de réactifs chimiques. Elles présentent un taux de matières organiques de 40% à 65% et des concentrations variant de 10 à 60 g/L selon les réactifs et méthodes physique de décantation.

Les boues biologiques ; engendrées par le métabolisme de la pollution organique biodégradable par épuration biologique. Elles présentent un taux de matières organiques de 50% à 70% et des concentrations variant de 20 à 30 g/L.

Dans tous ces cas, les boues contiennent une importante quantité d'eau variant entre 95% et 98%. Elles génèrent une forte pollution olfactive, si non-stabilisées, et peuvent contenir des substances toxiques. Le traitement des boues est donc indispensable afin d'éviter l'impact sur l'environnement.

1.4.2 Le traitement des boues

Les principales destinations des boues sont généralement ; la valorisation agricole, l'incinération ou la mise en décharge. Le choix du mode d'élimination détermine les traitements nécessaires des boues. Du point de vue législatif, les différentes agences environnementales donnent priorité au recyclage des déchets et tiennent à la disparition à court terme de sa mise en charge.

De façon générale, les traitements des boues visent principalement ; Réduire le pouvoir fermentescible par stabilisation afin de limiter la pollution olfactive. Diminuer le volume total par déshydratation afin de réduire le coût d'évacuation.

La stabilisation ; vise la neutralisation des matières organiques susceptible de subir des phénomènes de fermentation. Quand la composition des boues reste constante au cours du temps, celle-ci sont alors dites stabilisées. La stabilisation peut être menée par des procès

biologiques (aérobie ou anaérobie, à température ambiante ou thermophile), chimiques (chlorure ferrique, chaux ou polyélectrolytes) ou thermiques.

La déshydratation ; comme vue précédemment la siccité des boues est normalement comprise entre 95% et 98%. Le procès de déshydratation mécanique permet de réduire la siccité en moyenne à 30% (filtrations ou centrifugation). Cette réduction implique alors une diminution du volume des boues et donc une réduction du possible coût de transport vers d'autres installations pour sa disposition finale.

Le choix de la filière de traitement repose fortement sur l'origine des boues, sa nature et sa composition, sa traitabilité, les contraintes environnementales et administratives locales, et surtout sur des facteurs économiques.

Le digesteur anaérobique se présente actuellement comme l'un des procès les plus utilisé pour le traitement des boues (Coma *et al.*, 2013). Par le moyen de la fermentation méthanique les boues subissent une réduction importante de la teneur en MO à faible coût, ce qui équivaut à une bonne stabilisation. Ce procès améliore aussi les conditions des boues afin de rendre plus facile leur déshydratation. De plus ce type de digesteur permet la production d'une source d'énergie ; le biogaz.

1.4.3 La digestion anaérobique (DA) des boues

1.4.3.1 Principe biologique de la DA

La digestion anaérobique consiste en la fermentation méthanique des boues par les procédés biologiques dans des digesteurs en absence d'oxygène et chauffés. Elle permet la stabilisation et déshydratation des boues et envisage de plus la production des gaz émis par la fermentation méthanique; dioxyde de carbone (CO_2) et méthane (CH_4). Dans la nature, ce phénomène provoque les émissions de gaz des marais.

La méthanisation, ou fermentation méthanique, se divise en quatre étapes majeures; l'hydrogénèse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. La figure 1.3 illustre le

fonctionnement et but de chacune des étapes majeures énumérées. Selon la température du procès l'écosystème microbien varie parmi les suivants types; psychrophiles (au-dessous de 20°C), mésophiles (entre 20°C et 45°C) ou thermophiles (entre 45°C et 65°C).

L'Hydrolyse ; Afin de rendre digérable le substrat, sous l'action des enzymes extracellulaires et de l'eau, les bactéries hydrolysent les substrats organiques (polysaccharides, protéines et lipides) pour en produire des chaînes plus courtes (monosaccharides, acides gras, acides aminés). Cette étape est l'étape limitante de la méthanisation par rapport aux autres étapes définies par la suite (Frédéric et Lugardon, 2007).

L'Acidogénèse ; par la digestion des monomères issus de l'étape d'hydrolyse, l'acidogénèse produit des acides gras volatiles (AGV) (acétate, propionate, etc.), des alcools, des acides organiques, de l'hydrogène (H_2) et du CO_2 . Les bactéries impliquées dans l'acidogénèse possèdent un temps de réaction court, mais peuvent être inhibées par les propres AGV, cela peut provoquer l'arrêt de la digestion anaérobie.

L'Acétogénèse ; transformation des intermédiaires métaboliques issus de l'acidogénèse en acétate, H_2 et CO_2 . Cette transformation est effectuée par deux groupes de bactéries majoritairement; les acétogènes productrices obligées d'hydrogène (APOH) et les homoacétogènes productrices exclusivement d'acétate à partir de H_2 et CO_2 ou à partir d'AGV et d'alcool. Les vitesses de réactions sont lentes et très dépendantes de la concentration en H_2 , cette dépendance est due au caractère défavorable des réactions menées par les APOH. Donc de très faible concentration en H_2 sont nécessaires d'environ 100 ppm (Frédéric et Lugardon, 2007). Ainsi cette réduction de la concentration est menée grâce aux bactéries utilisatrices d' H_2 comme les méthanogènes et homoacétogènes.

La Méthanogénèse ; étape de production de méthane par transformation soit de l' H_2 et du CO_2 (voie hydrogénophile) ou de l'acétate (voie acétoclastique). La source estimée la plus importante (70%) est normalement attribuée à la voie acétoclastique.

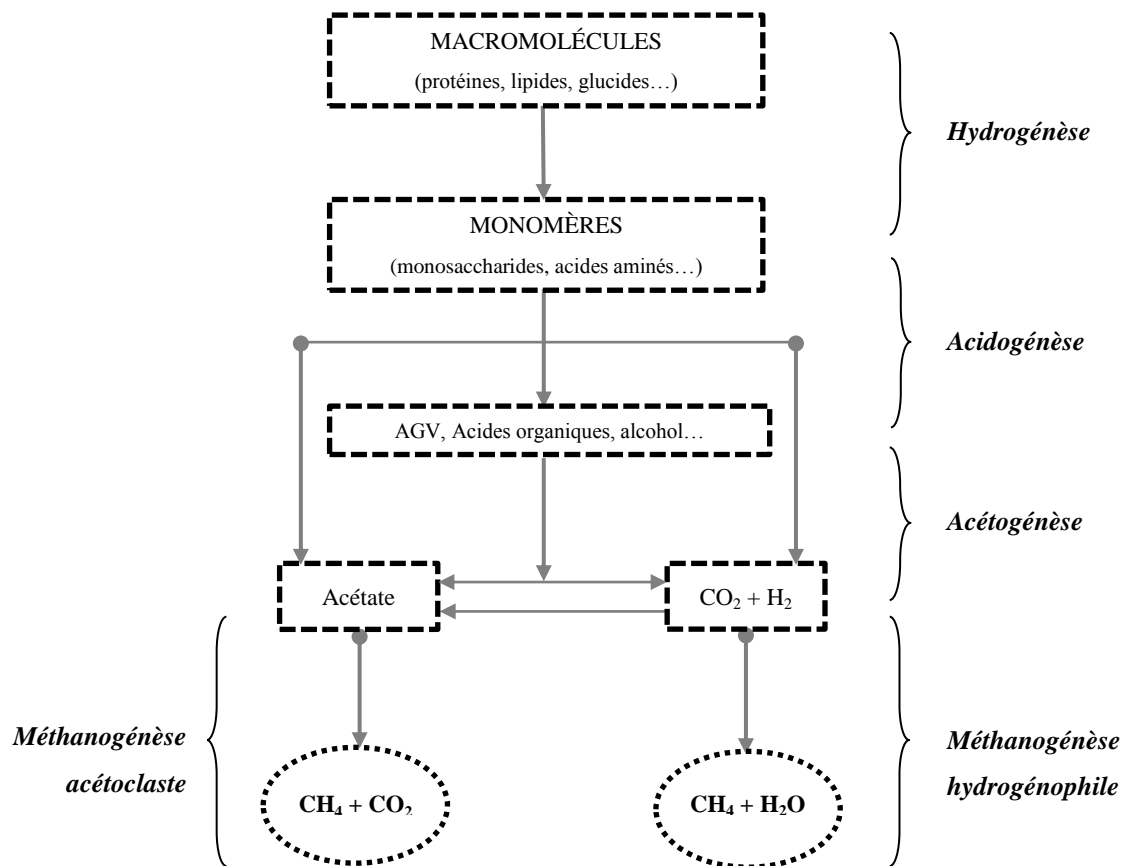


Figure 1.4 Schéma des étapes biologiques dans la digestion méthanique.

Adaptée de Frédéric et Lugardon, (2007).

Suite à la méthanisation les boues sont alors dites stabilisées. Par l'action des différentes étapes de digestion méthanique, celles-ci voient alors diminuer fortement leur concentration en MO fermentescible. Ces boues subissent aussi grâce à la méthanisation une réduction significative des pathogènes microbiologiques, ce qui en augmente ses propriétés hygiéniques. La siccité des boues diminue au cours de la méthanisation, le sous-produit liquide de cette déshydratation est le digestat. Par sa composition, le digestat est souvent utilisé comme fertilisant.

Le biogaz qui est produit par la méthanisation, en fonction de l'origine des boues traitées, contient environ 55% à 75% de méthane, 25% à 45% de dioxyde de carbone, 1% à 5% d'azote, 0% à 3% d'hydrogène, 0,1% à 0,5% d'hydrogène sulfuré et 0% à 0,3% de monoxyde de carbone. Son pouvoir calorifique inférieur (PCI) est voisin de 6,5 kWh/m³, mais peut être aussi calculé en fonction de la teneur réelle en méthane multipliée par le

PCI du méthane à 0°C et à pression atmosphérique qui est de 9,94 kWh/m³. Pour se faire une idée de l'équivalence énergétique du méthane, un mètre cube équivaut à; 1,7 L d'alcool à brûler, 0,94 mètres cubes de gaz naturel, 1,3 Kg de charbon ou 9,7 kWh d'électricité (Moletta, 2008).

1.4.3.2 La DA dans la pratique

Suite aux traitements primaires et secondaires, les boues en excès sont alors d'abord épaissit puis préchauffer pour être par la suite introduites dans le digesteur méthanique. La figure 1.5 illustre le procès et les lignes de recirculation d'un exemple d'installations pour la DA. À la sortie du digesteur, les boues sèches sont déshydratées puis peuvent subir d'autres traitements en fonction de leur destination finale.

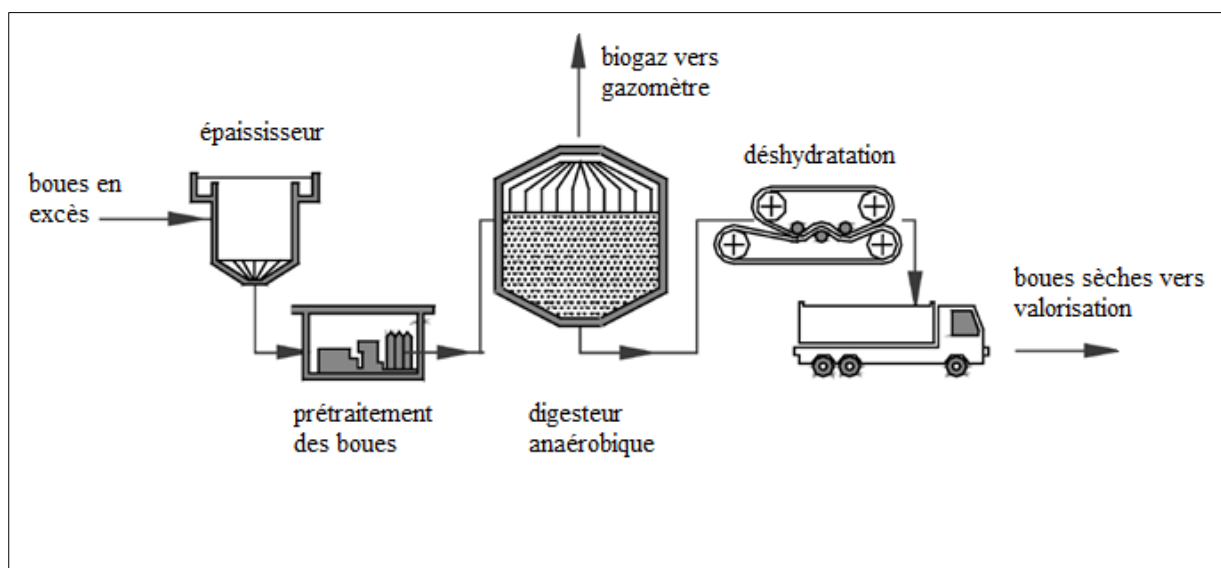


Figure 1.5 Schéma traitement de boues par digestion anaérobie.

Adaptée de Andreottola et Foladori (2007).

Le digesteur est sans doute l'étape clé dans le procès de fermentation méthanique. Les plus utilisés sont les réservoirs cylindriques en béton, ils sont équipés d'une installation de chauffage et d'un système de brassage. Le brassage et le chauffage peuvent être réalisés en profitant la production en continue du biogaz. L'injection des boues fraîches se fait par le haut et les boues digérées épaisses sont évacuées par le bas. Le temps de séjour

des boues dans le digesteur varie en fonction de la température du milieu et de la nature des boues introduites. Par exemple pour une digestion à moyenne charge, à une température de 35°C et une charge appliquée de 1,2 kg de MVS/m³/jour, le temps de séjour est alors de 25 jours (Satin et Selmi, 2006, p.459). Le biogaz produit est récupéré par le haut du digesteur puis envoyé au gazomètre pour son stockage préalable à sa valorisation. Des traitements de purification du biogaz sont souvent nécessaires pour; éliminer le gaz carbonique (lavage à l'eau, au polyéthylène glycol, ou par des techniques membranaires) et éliminer l'hydrogène sulfuré (désulfuration biologique, réaction aux oxydes de fer ou par charbon actif) (Moletta, 2008).

Le bon fonctionnement du digesteur méthanique dépend fortement de la température, le pH, le brassage, la concentration en AGV, le temps de séjour, la qualité de l'épaississement préalable des boues, le brassage, la biodégradabilité et la régulation des boues d'entrée et de sortie afin d'optimiser le développement des micro-organismes. Ainsi ces paramètres sont contrôlés tout au long du procès grâce aux capteurs et aux échantillonnages réguliers.

1.5 La minimalisation de production de boues

L'augmentation de la production de boues au sein des stations d'épuration est devenue aujourd'hui un problème très répandu. Dû à l'augmentation des restrictions à la sortie des eaux épurées et aux nouvelles constructions de stations, la production globale de boue augmente d'avantage. Les restrictions et limites pour sa disposition finale dans le milieu agricole augmentent dans les pays occidentaux ; interdit en Suisse en 2005 et fortement restreint en Suède depuis 1999 (Andreottola et Foladori, 2007). L'Union Européenne vise une réduction du 50% des boues disposées en 2050 par rapport aux quantités atteintes en 2000 (Khursheed et Kazmi, 2011).

De plus les sites disponibles pour l'épandage, étant donné les risques liées à la présence de métaux et composés organiques pouvant nuire les sols et les chaînes alimentaires, sont de moins en moins nombreux dans les pays qui encore permettent ce type de disposition finale. Ce fait provoque l'augmentation du prix d'épandage, et donc aussi l'augmentation des coûts d'opération des stations d'épuration. Ainsi la réduction de production de boues

au sein des centres d'épuration est de nos jours un des objectifs principaux et est fortement contrôlé par les administrations. L'augmentation du nombre d'articles scientifiques, qui passe de 83 par année à la fin du XXème siècle à 239 par année au début du XXIème (Khursheed et Kazmi, 2011), montre clairement l'accroissement du souci de minimalisation des boues au sein de l'épuration des eaux usées.

Cette minimalisation se définit comme la réduction de la masse sèche des boues produites et est atteinte par le moyen des méthodes physiques, mécaniques, chimiques, thermiques, ou biologiques. Ces méthodes ont toutes pour objectif la réduction de la biomasse produite par la reproduction des bactéries présentes dans les boues et/ou à l'augmentation de sa biodégradabilité. Elles peuvent être appliquées suite au traitement secondaire ou peuvent même y être intégrées. Les méthodes physico-chimiques et thermiques sont actuellement très maîtrisées par rapport aux méthodes biologiques, dont les processus ne le sont pas entièrement. Mais l'important désavantage des méthodes non biologiques est la possible nuisance de la composition des boues, par exemple par la création de composés chlorés suite à l'oxydation des boues (Wang *et al.*, 2011) ce qui entraîne de nouvelles sources de pollutions pour l'environnement. De plus les méthodes non biologiques, et surtout les techniques postérieures à la production de boues conduisent à une augmentation de la demande énergétique pour un même volume traité d'eau. Ce qui diminue fortement l'efficacité énergétique des stations d'épuration (Andreottola et Foladori, 2007).

1.5.1 Les mécanismes biologiques

À continuation les bases théoriques des mécanismes biologiques et ses exemples d'application technologiques sont énumérées (Wei *et al.*, 2003) ;

Croissance lyse-cryptique ; composée de deux étape, premièrement la lyse des cellules puis réduction par respiration cellulaire de la biomasse. La lyse cellulaire consiste en la destruction de la membrane cellulaire et la conséquente libération de son contenu. Suite à cette libération ce contenu est alors métabolisé par le reste des microorganismes et une partie est libérée du milieu par la respiration biologique. Ce qui équivaut alors à la réduction globale de la biomasse. Les technologies actuelles basées sur la croissance lyse-

cryptique sont : ozonisation, oxygénation, chaulage thermique, sonication aux ultrasons, bioréacteur membranaire (MBR), etc.

Métabolisme découplé ; se base sur la régulation de la concentration d'énergie cellulaire sous forme d'adénosine triphosphate (ATP). Par cette régulation l'anabolisme est limité et le catabolisme est alors avantage. Ce qui équivaut à favoriser la conversion de composés organiques en ATP pour rétablir sa concentration. Le découplage du métabolisme peut être mené par l'addition d'inhibiteurs, métaux ou limitation des éléments nutritifs. Les technologies actuelles basées sur cette méthode sont : l'attaque chimique, la régulation du facteur DCO/biomasse ou le système OSA (*oxic-settling-anaerobic*).

Métabolisme de maintenance ; basé sur le contrôle de la reproduction cellulaire. Limitation de la concentration en substrat aux niveaux juste et nécessaire pour permettre uniquement les métabolismes de maintenance et ainsi limiter l'augmentation de la biomasse. . Les technologies actuelles basées sur cette méthode sont : la régulation précise de l'âge des boues ou aussi les MBR.

Prédation bactérienne ; se base sur la prolifération d'organismes protozoaires et métazoaires capables de digérer la biomasse responsable de l'épuration. Cette prédation limite la prolifération des boues tout en maintenant la quantité nécessaire pour mener l'oxydation biologique des eaux. Les technologies actuelles basées sur cette méthode sont : les systèmes à deux étapes et la prolifération d'oligochaetes.

1.5.3 Les technologies utilisées dans la pratique

La majorité des systèmes utilisés pour la réduction des boues au sein des stations d'épuration sont basés sur la croissance lyse-cryptique. Dans le cas du système d'épuration par boues activées, la réduction des boues vise à réduire au maximum les boues en excès et peut arriver à atteindre une efficacité de 100% (Chu *et al.*, 2009). Le tableau 1.2 résume les techniques les plus retrouvées dans la pratique, ainsi que les taux de réduction des boues activées atteints.

Tableau 1.2 Revue de systèmes de réduction de boues activées en excès.

Technologie et variantes	Taux d'efficacité (%)	Références
<i>Sonication aux ultrasons :</i>		
➤ Fréquence de 25kHz	91,1	Zhang <i>et al.</i> , 2007
<i>Traitement thermique :</i>		
➤ 95°C, 3 heures	59,9	Paul <i>et al.</i> , 2006
➤ 90°C + DA	76,5	Salsabil <i>et al.</i> , 2010
➤ 40°C + DA	69,5	Salsabil <i>et al.</i> , 2010
<i>Oxydation :</i>		
➤ Dioxyde de chlore	58	Wang <i>et al.</i> , 2011
➤ Oxygénation	25	Wei <i>et al.</i> , 2003
➤ Ozonation	100	Chu <i>et al.</i> , 2009
<i>Configuration intégrée des bassins :</i>		
➤ Bassin anoxie	18,3	Coma <i>et al.</i> , 2013
➤ MBR	100	Wei <i>et al.</i> , 2003

1.7 Optimisation de la production de biogaz

1.7.1 Optimisation des boues à l'entrée du digesteur

Le prétraitement des boues avant son injection au digesteur anaérobique vise l'optimisation de la stabilisation des boues sortantes et de la production de biogaz. L'installation de ces prétraitements a augmentée fortement ces dernières années. Trois sont les principales raisons de cette augmentation; (i) par de nouvelles exigences épuratoires l'âge des boues activées a augmenté, entraînant alors une diminution de sa biodégradabilité, (ii) l'augmentation des coûts de disposition finale des boues exige une optimisation de sa réduction volumétrique et (iii) l'augmentation des règlements pour sa stabilisation et élimination des pathogènes (Carrère *et al.*, 2010).

Comme pour les technologies énoncées pour la minimalisation des boues, les prétraitements visant l'optimisation de la digestion anaérobique peuvent être de type biologique, thermique, mécanique, chimique, ou une technologie hybride. Mais le but est le même pour toutes; l'augmentation de la solubilité des composés organiques afin d'optimiser l'étape d'hydrolyse (étape limitante) lors de la digestion méthanique (Shehu *et al.*, 2012). Le tableau 1.3 résume et présente des exemples de techniques de prétraitement et ses effets sur la digestion anaérobique. Les effets de la concentration en inhibiteurs tel que le fer, utilisé comme flocculant dans de nombreuses installations, sur la production de biogaz ont aussi été analysés; une diminution de jusqu'à 20% du biogaz produit et une diminution de jusqu'à 21% de la proportion en méthane (Smith et Carliell-Marquet, 2009).

Tableau 1.3 Exemples de technologies pour l'optimisation de la production de biogaz.

Adapté de Carrère *et al.*, (2010)

Technologie et variantes	Conditions du DA	Résultats*
<i>Prétraitement biologique :</i>		
➤ Micro aérobie; 60-70°C, 1 jour	Batch, 10 jours 37°C	Augmentation biogaz +50%
➤ Hyper-thermophile hydrolytique; 70°C, 9 heures	Batch 55°C	Augmentation biogaz +58%
<i>Prétraitement thermique :</i>		
➤ 160°C	CSTR, 15 jours	Augmentation biogaz +60%
➤ 170°C, 30 minutes	Batch, 24 jours, 35°C	Augmentation méthane +76%
<i>Prétraitement mécanique :</i>		
➤ Ultrasons; 20kHz, 200W, 30 min	Batch, 33 jours, 37°C	Augmentation biogaz +138%
➤ Lyse par centrifugation; 39 m3/h, 3140 rpm	CSTR, 40 jours	Augmentation biogaz +26%
➤ Homogénéisation hautes pressions; 300 bar	CSTR, 10-15 jours, 35°C	Augmentation méthane +60%
<i>Prétraitement chimique :</i>		
➤ Ozonisation, 0,15 g O ₃ /g MES	Batch, 18 jours, 35°C	Augmentation biogaz +145%
➤ Thermochimique; pH : 10, 130°C, 60 min	Batch, 24 jours, 35°C	Augmentation biogaz +30%

*résultats calculés à partir du même procès sans prétraitements

La co-digestion se présente aussi comme un moyen pour optimiser la production de biogaz. Cette technique consiste en la digestion simultanée des boues et d'un autre substrat riche en matière organique. Effectuer ce mélange préalablement à l'injection dans le digesteur peut augmenter la production de biogaz en un 40% à 200% (Braun et Wellinger, 2002). Un cas très couramment retrouvé dans les stations d'épuration est la co-digestion du mélange de boues primaires et secondaires avec les graisses et huiles séparées lors des traitements préliminaires. Cette co-digestion est très intéressante puisque tous les produits sont internement produits lors de l'épuration au sein de la station même et permet en plus d'augmenter la production de biogaz (Kabouris *et al.*, 2009).

La co-digestion sert aussi dans les cas où le volume de boues généré n'est pas suffisant pour remplir le digesteur, un problème dont l'origine est la minimalisation des boues en

excès lors de l'épuration par boues activées. Très peu sont les articles scientifiques abordant de façon exclusive ou inclusive la corrélation entre boues minimisées et biogaz obtenue.

1.7.2 Optimisation du digesteur anaérobique

L'optimisation de la production de biogaz peut-être atteinte par le prétraitement des boues à l'entrée du digesteur, comme vu précédemment, ou aussi par l'optimisation des paramètres au sein du digesteur. Ces paramètres sont ; le pH, la température, l'humidité, le taux d'alimentation et de rétention, les concentrations en inoculant, AGV, acétates, nutriments et autres, les dimensions du digesteur, les supports immobilisés choisies ou la digestion en série (Athanasoulia *et al.*, 2012, Morita et Sasaki, 2012, Galitskaya *et al.*, 2011). Ainsi le contrôle et modification de tous ces paramètres ont pour objectif principal de maximiser les procès biologique menant à la production de méthane tout en respectant l'objectif de stabiliser les boues traitées. Une augmentation de la production de méthane de l'ordre de 153% a été atteinte grâce à l'optimisation du digesteur et de ses conditions opératoires (Adu-Gyamfi *et al.*, 2012).

Comme vu lors de l'exposition des mécanismes biologiques menant à la production de biogaz, la variation de la température est extrêmement importante et ainsi son contrôle permet d'optimiser la performance du digesteur. La variation entre températures mésophiles et thermophiles optimise ainsi l'étape d'hydrolyse, ce qui se traduit en une augmentation de la production de biogaz et une augmentation de la réduction de la MVS. Ainsi une augmentation de la température de 50°C à 65°C provoque une augmentation du coefficient d'hydrolyse (k_{hydro}) de 0,1 j⁻¹ à 0,4 j⁻¹ (Ge *et al.*, 2011).

La digestion en série consiste en une installation composée de deux digesteurs traitant les boues de façon séquentielle. Cette modification induit une augmentation de la production de biogaz de jusqu'au 40,1% et une amélioration de la stabilisation par réduction des MVS jusqu'à 40,7% par rapport au système conventionnel (Athanasoulia *et al.*, 2012).

Pour ce qui fait le temps de rétention des boues (TRB), les études menées montrent que la production de méthane totale reste constante pour des temps de rétention variant entre 5 j

à 20 j. Par contre le taux d'élimination de la MVS augmente si le TRB augmente à son tour; de 35% à 50% pour des TRB variant de 5 j à 20 j (Lee *et al.*, 2011).

1.8 État actuel

Trois sont les principales avantages de produire du biogaz; (i) bonne réduction des MVS et donc forte diminution du pouvoir contaminant de la matière première traitée, (ii) décroissance de la forte dépendance actuelle aux combustibles fossiles par la production d'un biocombustible possédant un pouvoir énergétique de performance comparable et (iii) réduction des émissions de CH₄, dont le pouvoir à effet de serre est 25 fois plus élevé que celui du CO₂ (Ferreira *et al.*, 2012). Par la suite l'état actuel de production de biogaz, ses principaux usages et aspects associés sont exposés.

1.8.1 État actuel de la production de biogaz

D'après le quatorzième inventaire de l'Observ'Er du 2012, quant à la production d'électricité issue de la biomasse, l'Europe de l'ouest est en tête de la production mondiale avec un 43,1%. Cette biomasse inclue la biomasse solide, le biogaz, les déchets municipaux et la biomasse liquide. L'essentiel mondial de l'électricité biomasse est issu de la biomasse solide (68,5%) et le biogaz (17,4%). Il faut tout de même remarquer le fait que la majorité de la biomasse n'est pas utilisé pour la production d'énergie électrique, mais thermique.

Au Canada le taux de croissance de la filière d'énergie électrique renouvelable provenant de la biomasse décroît à chaque année : de 2001 à 2011 une décroissance de 3% et entre 2010 et 2011 une décroissance du 26,7 % (Observ'Er 2012).

Le cas en Chine, augmentation dangereuse de la consommation énergétique; d'après Jiang *et al.*, (2011) la Chine sera bientôt le plus large consommateur d'énergie au monde. Si son taux de croissance se maintient, en 2020 une consommation de 8 billion de tonnes équivalente en charbon est prévue, ce qui en équivaldrait au 50% de l'énergie totale mondialement consommée. Dans l'actualité près du 50% de l'énergie est importé, et depuis l'implantation de lois environnementales les énergies renouvelables sont de plus

en plus demandées. Ainsi, le nombre de digesteurs de biomasse en Chine passe de 6 à 30,5 millions dans la première décennie du XXIème siècle.

Dans l'ensemble de l'Union européenne la principale source de biogaz provient des unités spécialement conçues pour la valorisation énergétique avec un 56,7% en 2011, suivie par le biogaz de décharge (31,3%) et puis le gisement des stations d'épurations (12%) d'après le Baromètre Biogaz réalisé par EurObserv'ER (2012). L'Allemagne se positionne actuellement comme le pays en tête de la production de biogaz dans la région européenne. Dans la totalité de cette région, la production d'électricité et de chaleur issues du biogaz a augmenté d'un 18,2% et d'un 16% respectivement entre 2010 et 2011.

Si les données disponibles de production de biogaz sont comparées aux objectifs fixés par les états membres de l'Union européenne lors du plan d'action national d'énergies renouvelables (NREAP) pour 2020, les estimations montrent une très bonne évolution de la filière. Ce fait est clairement visible grâce aux données présentées dans la figure 1.6. Des augmentations du 114% de la production d'électricité et du 205% de la consommation de chaleur sont prévues entre 2010 et 2020.

En France, d'après EurObser'ER (2012) l'évolution suit aussi la feuille de route des NREAP. Dans ce pays la digestion anaérobique est pratiquée dans un tiers des stations d'épurations des eaux urbaines, mais le but premier de ces installations n'est pas la production de biogaz, mais de traiter les boues. Ainsi le biogaz produit dans la plus part des stations d'épurations urbaines est consommé par la propre station pour maintenir le digesteur à sa température optimale ou pour le réchauffement des bâtiments adjacents ou même parfois directement torché. Néanmoins c'est les stations d'épurations urbaines qui en tête la production de biogaz en France avec 145 des 273 Mm³ de biogaz produit annuellement d'après l'Étude de Marché réalisé l'année 2009 par Ernst et Young (2010).

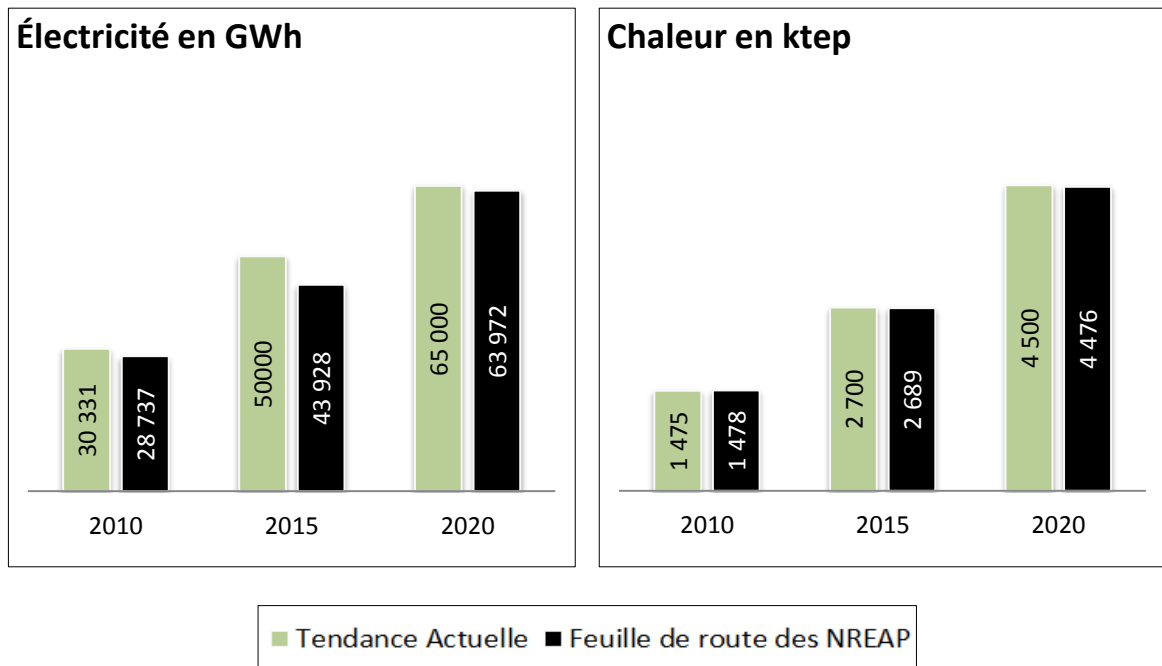


Figure 1.6 Tendances actuelles de production électrique et calorifique issues du biogaz.

Comparaison avec la feuille de route des NREAP.

Adaptée de EurObserv'ER 2012

1.8.2 Principaux usages du biogaz dans l'actualité

Comme vu précédemment le principal usage du biogaz produit au niveau des stations d'épuration urbaine est restreint au niveau du réchauffement des installations. Mais de plus en plus, des nouvelles voies apparaissent, comme par exemple : le raccordement au réseau national de gaz naturel, l'utilisation comme combustible pour les voitures, ou la cogénération pour production d'électricité.

Le biogaz naturel : Dans l'actualité il y a 177 unités de biométhane en Europe (d'après l'EurObser'ER, 2012), dont 128 connectées aux réseaux nationaux de distribution de gaz naturel. Le rendement de ce mode de valorisation est le plus élevé (90% chaleur) si comparé aux rendements de la cogénération (50% électricité et 35% chaleur) et des générateurs électriques (30% électricité). Cette option semble viable que quand le digesteur anaérobique se trouverait à proximité des conduites de gaz naturel.

D'après Börjesson et Mattiasson, (2008), les biocombustibles tels que biodiesel, bioéthanol ou biogaz ont des contenu énergétique très proche à ceux caractérisant les combustibles fossiles tout en réduisant les émissions de gaz à effet de serre (GES) en un jusqu'à 180% dans le cas du biogaz. D'où celui-ci se présente actuellement, même parmi les biocombustibles, comme l'un des combustibles le plus en accord avec les politiques de développement durable et les objectifs de réduction des GES. De plus l'avantage le plus remarquable du biogaz est sans doute la grande variété de matières premières pouvant être utilisée; déchets agricoles, fumier, boues d'épuration, etc.

1.8.3 Aspects associés à la méthanisation de boues

Les aspects associés à la méthanisation de boues sont : administratifs et économiques. Les premiers, par le biais de modification des règlements, possèdent un impact très important sur tout le secteur et ainsi sur les aspects économiques. Deux exemples administratifs actuels sont tirées du Baromètre réalisé par EurObser'ER et par la suite des données économiques sont exposées en exemple.

En Allemagne : une diminution, programmée pour le 1^{er} janvier 2012, des tarifs d'achat imposée par le gouvernement provoqua dans l'année 2011 une course aux installations : durant cette année 2011 le pays a ajouté 1310 unités biogaz ce qui équivaut au 18,5% du total actuel. Au Royaume-Uni : la toute nouvelle législation « *Renewable Heat Incentive* » se propose de promouvoir l'installation d'unités productrices de chaleur renouvelable à partir de biogaz par, une fois de plus, la régulation des tarifs.

Les aspects économiques jouent un rôle très important sur la viabilité financière pour les projets de production de biogaz. Ces aspects sont principalement ; Les coûts de production, les tarifs d'obligation d'achat de l'énergie produite et les aides par subvention. Et comme vue précédemment, ce sont normalement les aspects administratifs qui imposent ces tarifs et les aides d'investissement public. Par rapport au coût d'épuration des eaux usées, celui-ci, d'après les résultats de Rodriguez-Garcia *et al.*, (2011) peut être estimé pour des stations de traitement par boues activées et par la moyenne pondérée en fonction des équivalent hommes (EH). La valeur obtenue est de 0,25 \$/m³ d'eau traitée.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

L'étude se propose comme un outil à la décision de minimalisation de boues activées en excès face à l'optimisation de la production de biogaz. Comme exposé dans les objectifs, l'étude vise à être applicable à l'ensemble de la communauté responsable de l'assainissement des eaux urbaines. Ainsi étant donné le caractère général de l'étude, les viabilités technique et organisationnelle sont préconçues et seuls les aspects économiques sont analysés comme des facteurs de décision ultime. La modélisation se présente alors comme l'outil le plus adapté pour mener l'étude, minimisant ainsi l'aspect expérimental tout en respectant la véracité des résultats obtenus. Premièrement la modélisation des systèmes épuratoires permettra l'analyse des facteurs physiques dans la production du biogaz. Et par la suite, l'analyse financière des coûts et des bénéfices permettra la formulation des conclusions à propos de la viabilité des projets.

2.1 Matériel

2.1.1 Pour la modélisation du système épuratoire : Modèle ASDM

Le logiciel mis à disposition pour la modélisation et simulation des systèmes épuratoires est BioWin[®] *Process Simulator* version 3.0.1.802. Ce logiciel permet, par la liaison des différentes unités du processus, la modélisation d'une station épuratoire au complet. Ceci simplifie énormément le modelage des systèmes composés par plusieurs unités et se rend possible grâce au modèle global *Activated Sludge/Anaerobic Digestion*: ASDM.

Fortement utilisé dans le milieu professionnel et académique comme un outil pour l'optimisation des stations en service ou en cours de dimensionnement; BioWin[®] fait preuve d'une forte performance et véracité des données produites d'après Ruano *et al.*, (2012), Posthumus *et al.*, (2005), Oleszkiewicz *et al.*, (2004). Tout en remarquant que l'étape de calibration du logiciel est unique à chaque cas d'étude et est fortement recommandée afin d'en assurer l'adaptabilité des modèles aux conditions existantes.

Par la suite les sous-modèles incorporés au model global ASDM et les unités sont présentés. Ces sous-modèles sont implantés pour le calcul de l'évolution des concentrations des composés chimiques et biologiques. Et ces unités permettent de modéliser une station d'épuration au complet. La liaison entre les différents sous-modèles, propres à chaque unité, permet la modélisation d'un système d'épuration des eaux usées par la voie biologique au complet. Les modèles incorporés sont : modèle des boues activées, modèle de la digestion anaérobique, modèle des précipitations chimiques, modèle des clarificateurs, modèle du pH, modèle d'aération et transport gazeux, modèle calcul DBO et DCO, modèle de séparation Solide/Liquide, et le modèle de transfert massique/liquide/gazeux. Dû à son importance pour la présente étude, seul les principes théoriques derrière les modèles de boues activées et de digestion anaérobique utilisés sont par la suite exposés.

Modèle des boues activées:

Ce modèle tient compte lors des calculs les phénomènes biologiques et chimiques suivants;

- Croissance et décroissance des organismes hétérotrophes ordinaires.
- Croissance et décroissance des organismes méthylotrophes.
- Hydrolyse, adsorption, ammonification et dénitrification assimilative.
- Croissance et décroissance de la biomasse oxydante d'ammonium.
- Croissance et décroissance de la biomasse oxydante de nitrates.
- Croissance et décroissance des oxydants anaérobiques d'ammonium.
- Croissance et décroissance des organismes cumulatifs de phosphates.

Ce qui en fait un modèle complexe et avec un grand nombre de paramètres cinétiques et de coefficients stœchiométriques. Nombre très élevés si comparés aux autres modèles existants. Ce fait est illustré dans la figure 2.1.

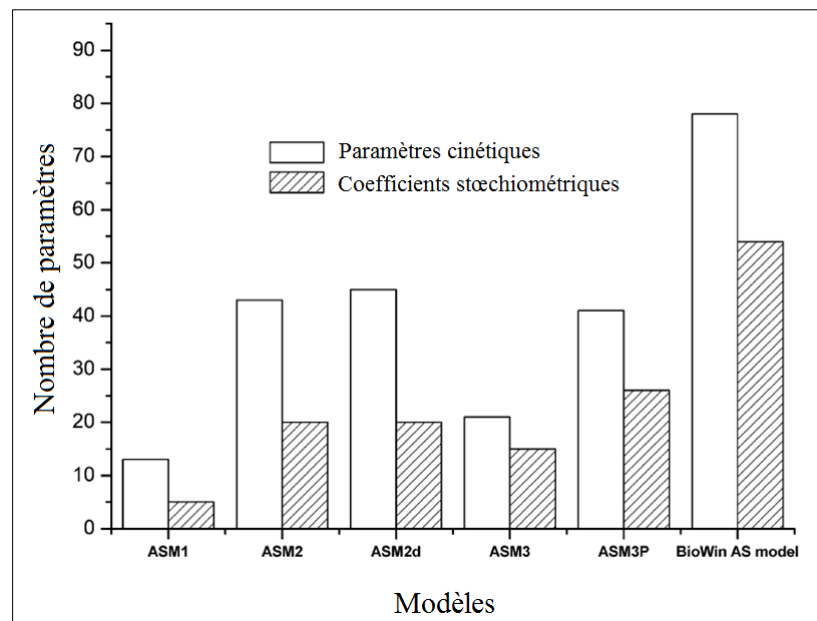


Figure 2.1 Histogramme comparatif du nombre de paramètres des différents modèles.

Adapté de (Liawska-Bizukojc et Biernacki, 2010)

Modèle de digestion anaérobie :


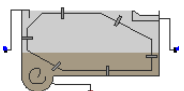
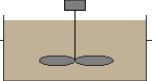

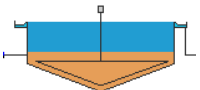

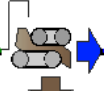

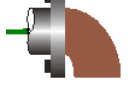
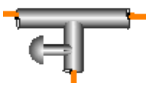

Ce modèle inclue lors des calculs les phénomènes biologiques suivants;

- Croissance hétérotrophe par fermentation.
- Croissance et décroissance des organismes acétogènes.
- Croissance et décroissance des organismes méthanogènes.

Par défaut, le logiciel attribue des valeurs prédéterminées aux coefficients stœchiométriques, aux paramètres cinétiques ainsi que des fonctions de désinhibition par pH et des fonctions commutatifs pour chacun des phénomènes énumérés. Les valeurs n'ont pas été modifiées lors des simulations et celles propres aux modèles des boues activées et de digestion anaérobie ont été utilisées.

Pour ce qui fait les unités disponibles dans BioWin[®], le logiciel propose une trentaine d'unités, parmi lesquelles ; des clarificateurs, des dégraisseur/désableur, bioréacteur, etc. Le tableau 2.1 résume la totalité des unités utilisées dans l'étape de modélisation des différents scénarios et en présente le symbole ainsi qu'une brief description.

Tableau 2.1 Descriptif des unités modélisées.

Nom de l'unité	Symbole de l'unité	Description
Effluent brut		Modélise l'entrée des eaux usées ainsi que détermine sa composition et son débit.
Décanteur primaire		Modélise le premier procédé séparatif boues/eau.
Réacteur non-aéré		Modélise la première étape du processus épuratoire par boues activées; l'étang non aéré.
Réacteur aéré		Modélise la deuxième étape du processus épuratoire par boues activées; l'étang aéré.
Décanteur secondaire		Modélise le deuxième procédé séparatif boues/eau.
Digesteur anaérobie		Modélise les processus de fermentation méthanique dans un réacteur de type CSTR.
Sécheur mécanique		Modélise l'unité de séchage des boues ainsi que sa performance et mode opératoire.
Effluent des eaux traitées		Modélise la sortie des eaux une fois traitée.
Effluent des boues		Modélise la sortie des boues vers le DA ou vers sa disposition finale.
Diviseur automatique contrôlé		Modélise la valve responsable de diriger les boues en fonction du TRB introduit.
Mixeur multiple		Modélise le raccordement de plusieurs unités.

2.1.2 Pour l'analyse de faisabilité financière : MATTEUS+

MATTEUS+ est un acronyme pour **M**éthode d'**A**nalyse **T**echnico-économique de **T**raitement des **E**ffluents et plus (+). Développé par SNC-Lavalin Environnement inc. en collaboration avec Hydro-Québec pour le compte du Ministère du Développement économique, de l'innovation et de l'Exportation.

Ce logiciel fut conçu pour les professionnels du secteur des matières résiduelles comme un outil d'aide à la décision de la filière de traitement de ses matières. Ainsi il permet aux municipalités, abattoirs, papetières, fermes, fromageries, etc. d'évaluer les avantages, surtout économiques, de changer leur mode de traitement des matières résiduelles. Cette évaluation des avantages se fait par l'analyse des coûts et revenus associés aux différents scénarios : ce qui équivaut à l'évaluation de la viabilité financière, le premier pas avant de lancer plus loin un tel projet.

Suite à la spécification de la matière résiduelle à traité : boues mixtes d'épuration municipale, les étapes à suivre pour la création d'un scénario sont :

- i. choix du type de stockage.
- ii. choix de la filière de conditionnement des solides.
- iii. choix du traitement biologique.
- iv. choix de filtration.
- v. choix d'assainissement des liquides.
- vi. choix de déshydratation mécanique.
- vii. choix de valorisation des solides.
- viii. choix de purification du combustible gazeux.
- ix. choix de disposition finale des liquides.
- x. choix de disposition finale des solides.
- xi. Détermination du bilan énergétique.
- xii. Calculs économiques et viabilité financière.
- xiii. Analyse de sensibilité.

À chacun de ces choix des paramètres opératoires et des paramètres du modèle économique sont associés par défaut. La spécification du bilan énergétique permet la

gestion des besoins et des surplus des différents groupes énergétiques associés à l'opération. Ainsi en fonction des installations choisies, les calculs du besoin énergétique seront différents. De même, si une étape de digestion anaérobie ou de gazéification est introduite, le bilan tient compte alors d'une production de combustible. C'est dans ce bilan où les prix d'achats et de vente de chaleur, d'électricité et de combustibles sont introduits dans le logiciel. Finalement l'étape de calculs économiques permet de modifier les valeurs par défaut des aspects financiers et économiques, de détailler les coûts et revenus et de créer le flux monétaire qui déterminera la viabilité financière.

Données économiques :

Des données des coûts d'achat et d'opération varient en fonction de la nature des résidus et de la filière de traitement choisie. De même la production d'énergie ou de combustible entraîne alors un revenu. Ainsi à chaque unité disponible sur le logiciel, des paramètres opératoires et du modèle économique sont associés par défaut et peuvent être modifiés en tout temps.

Paramètres du modèle économique :

Pour le calcul des investissements des équipements, *MATTEUS+* utilise un facteur de mise en échelle (ME) tel que présenté dans l'équation 2.1 :

$$I_E = I_R \times \left(\frac{C_{Eq}}{C_R} \right)^{ME} \quad (2.1)$$

Avec :

- I_E Investissement requis pour le nouvel équipement en \$.
- I_R Investissement requis pour l'équipement de référence en \$.
- C_{Eq} La capacité du nouvel équipement.
- C_R La capacité de l'équipement de référence.
- ME Le facteur de mise à échelle de la corrélation.

Pour le calcul des coûts d'opération et d'entretien (O&E) des équipements, celui-ci s'effectue avec le même facteur de mise à échelle tel que présenté dans l'équation 2.2 :

$$OE_E = OE_R \times C_{Eq} \times \left(\frac{C_{Eq}}{C_R} \right)^{ME-1} \quad (2.2)$$

Avec :

- OE_E Coûts d'O&E requis pour le nouvel équipement en \$/h.
- OE_R Coûts d'O&E requis pour l'équipement de référence en \$/h.
- C_{Eq} La capacité du nouvel équipement.
- C_R La capacité de l'équipement de référence.
- ME Le facteur de mise à échelle de la corrélation.

Paramètres financiers et de financement :

Les paramètres financiers disponibles afin de calculer les investissements, coûts et revenus du projet sont : l'année de début du projet, la durée de vie du projet, le terrain, le bâtiment, l'amortissement des immobilisations, le taux d'imposition, le début effectif, le taux de contingence, le taux d'inflation annuel, le taux d'indexation des combustibles et le taux d'indexation de l'enfouissement. Pour le calcul du financement les paramètres à déterminer sont : l'investissement total, les subventions, le capitaux investis, l'emprunt, le ratio d'endettement, la durée de l'emprunt et le taux d'intérêt.

Viabilité financière :

Le logiciel base la viabilité financière sur les trois paramètres énoncés et décrits à continuation pour en calculer le flux monétaire.

Valeur actuelle nette (VAN) : elle est calculée à l'aide de l'équation 2.3 et représente la valeur des flux monétaires après impôts liés à l'investissement, actualisée au taux de rentabilité exigé, compte tenu du risque associé à cet investissement. De façon générale, plus le risque est élevé, plus la VAN doit l'être aussi pour que le projet soit viable.

$$VAN = \sum_{n=0}^N \frac{F_n - I_n}{(1 + r)^n} \quad (2.3)$$

Avec :

- F_n Flux monétaire de l'année n en \$.
- I_n Impôts payés de l'année n en \$.
- r Taux d'actualisation.

Taux de rendement (TRI) : représente la valeur du taux d'actualisation (r) pour laquelle la VAN de l'investissement est nulle. Si le TRI est supérieur au taux de rentabilité à exiger du projet, alors il y a une création de valeur : le projet est viable.

Période de retour sur l'investissement (PRI) : mesure du temps nécessaire pour la récupération du montant initial de l'investissement. Ainsi le PRI indique la possibilité d'un éventuel profit avant la fin de vie du projet.

2.2 Les cas d'étude

En vue de l'objectif principal de la présente étude, par la suite les conditions des différentes simulations conduites et des tableaux détaillant les aspects de chaque cas sont présentés, finalement, le flux de travail est détaillé.

2.2.1 Hypothèses

Certain paramètres sont déterminés et fixés tout au long des simulations et pour toutes les simulations. Par la suite ces paramètres sont définis et ses valeurs présentées :

Température : Celle du milieu est fixé à 20°C tout au long des simulations et pour toutes les simulations. Celle déterminée pour le bon fonctionnement de l'unité de digestion anaérobique des boues est de 38°C.

Compositions des eaux usées : pour ces paramètres, les données proposées par le logiciel BioWin pour des eaux usées standards sont utilisées. Le tableau 2.2 présente alors la composition des eaux usées utilisée pour toutes les simulations. Si comparé avec la littérature (Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011), la composition utilisée est très proche des eaux usées réelles domestiques.

Tableau 2.2 Propriétés des eaux usées.

Propriétés	Quantités	Unités
DCO total	600	mg/L
DBO₅	295	mg/L
TKN	50	mgN/L
P total	8	mgP/L
MES inorganiques	45	mg/L
MVS	235	mg/L
MES	280	mg/L
pH	7,30	-

Le temps de rétention des boues (TRB) : ce paramètre, comme vu lors de la révision de la littérature, possède un fort impact sur la qualité des boues obtenues et donc sur la quantité de biogaz produit. Il sera spécifié dans chaque cas : pour le processus des boues activées le TRB sera de 5 j et au digesteur le TRB sera de 20 j afin d'assurer l'efficacité de la stabilisation.

Rendement des stations épuratoires modélisées : les stations modélisées sont réglées afin d'obtenir des rendements épuratoires performants et proche de la réalité. Ainsi pour l'abattement de la DCO un rendement supérieur au 95% ($\pm 1\%$), pour l'abattement de la DBO₅ un rendement supérieur au 95% ($\pm 1\%$), pour l'abattement du nitrogène et du phosphore total un rendement supérieur au 65% ($\pm 1\%$) et pour la quantité de MES inférieur à 6 mg/L ($\pm 1\text{mg/L}$). Ces rendements, si comparé avec la littérature (Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011), correspondent à une station d'haute performance épuratoire.

Spécifications dimensionnelles et opératoires des unités : les spécifications choisies pour chaque unité sont basées sur des exemples généraux de Satin et Selmi, 2006 et par la suite modifiées afin d'assurer les rendements spécifiés antérieurement. Ces dimensions sont donc basées sur des exemples tirés de la pratique, ce qui en rapproche les stations modélisées de la réalité.

Coûts et revenus d'opération : Ces valeurs hypothétiques et estimées suite à la révision de la littérature scientifique sont : Pour le coût d'épuration 0,25 \$/m³ d'eau traitée. Pour le coût d'épandage est de 3 \$/m³ de boues ainsi qu'un coût de location du terrain de 250 \$/ha/an. Pour les coûts énergétique 0,06 \$/kWh. Pour la vente de l'énergie produite 0,16 \$/kWh.

Spécifications économiques des unités : ces données n'ont pas été modifiées, et celles proposées par le logiciel MATTEUS+ sont utilisées. Elles peuvent être consultées au niveau des annexes et inclues l'investissement ainsi que les coûts associés à l'opération et l'entretien. Ces unités sont : L'épaississeur par centrifugeuse, la torchère de type bougie, le biofiltre, le digesteur anaérobique et l'épandage.

Spécifications des aspects financiers : ces aspects inclus : le taux d'investissement public, le type de financement, les taux de dette, la durée de l'emprunt, etc. Ces spécifications sont les mêmes pour tous les scénarios et sont résumées au niveau des annexes. Des valeurs types ont été choisies.

2.2.2 Variables

Les variables analysées et correspondantes exclusivement au procédé épuratoire sont :

Taille de la municipalité : cette variable modifie les valeurs de débit entrant dans le système épuratoire. Quatre sont les tailles considérées : très petite avec 10 000 hab., petite avec 50 000 hab., moyenne avec 100 000 hab., et grande municipalité avec 200 000 hab. Les débits correspondants sont; 2 000 m³/j, 10 000 m³/j, 25 000 m³/j et 50 000 m³/j.

Minimalisation des boues : ce paramètre rend compte des efforts investit par les responsable de la station d'épuration pour réduire les boues en excès créés lors du procès par boues activées. Six sont les taux de minimalisation des boues activées (TMBA) considérées : 0%, 20%, 40%, 60%, 80% et 100% des boues en excès.

2.2.3 Scénarios

Avec quatre tailles de municipalité analysées et six possibles rendements de minimalisation des boues en excès, le nombre de scénarios est de 72. L'introduction d'une codification se rend alors nécessaire. La figure 2.2 présente le fonctionnement des codes utilisés.

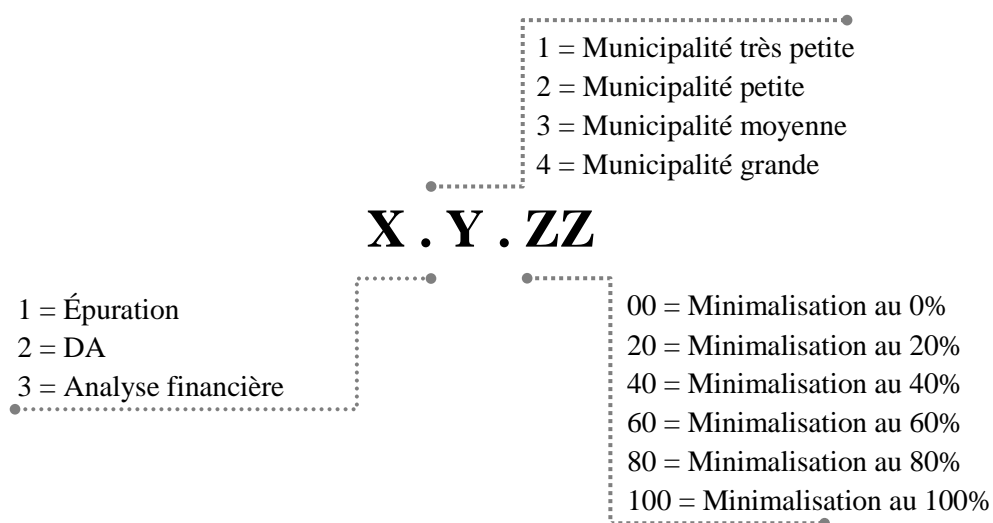


Figure 2.2 Schéma explicatif du système de codification.

La taille des STEP modélisées varie en fonction du débit à traité. Les figures suivantes présentent les schématisations du système de boues activées et de digestion anaérobie pour les différents débits et minimalisations modélisés.

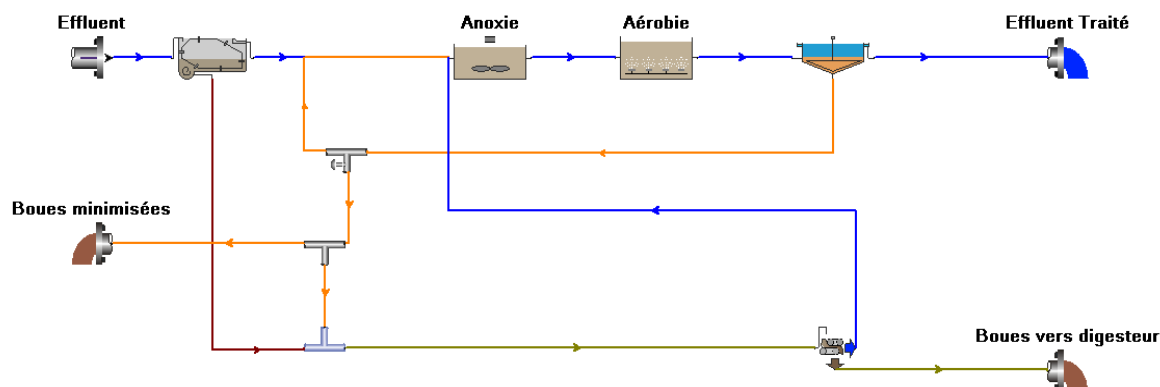


Figure 2.3 Schéma d'épuration par boues activées pour les municipalités très petite et petite.

Codes : 1.1.00 à 1.1.100 et 1.2.00 à 1.2.100

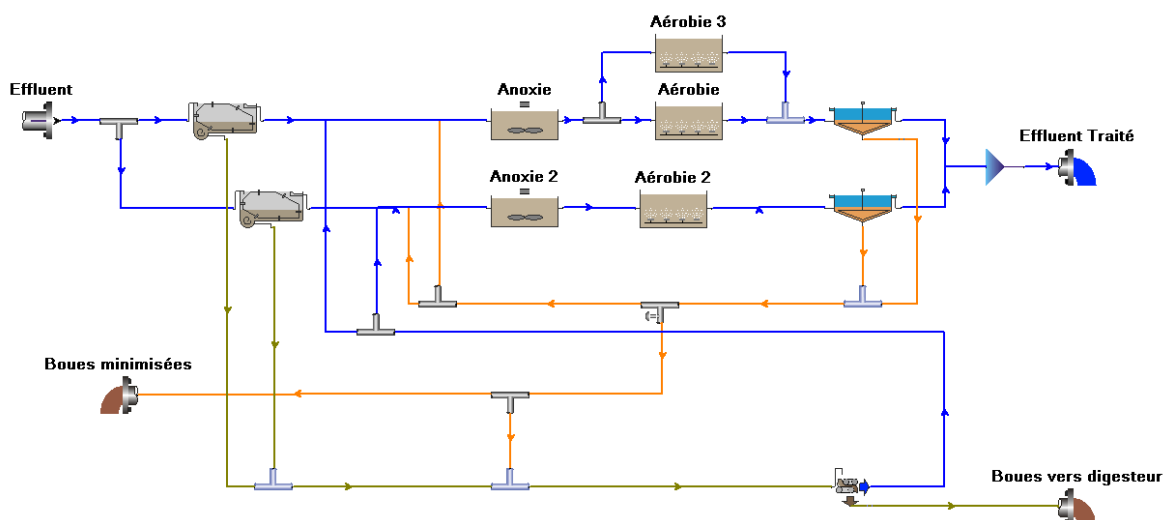


Figure 2.4 Schéma d'épuration par boues activées pour la municipalité moyenne.

Codes : 1.3.00 à 1.3.100

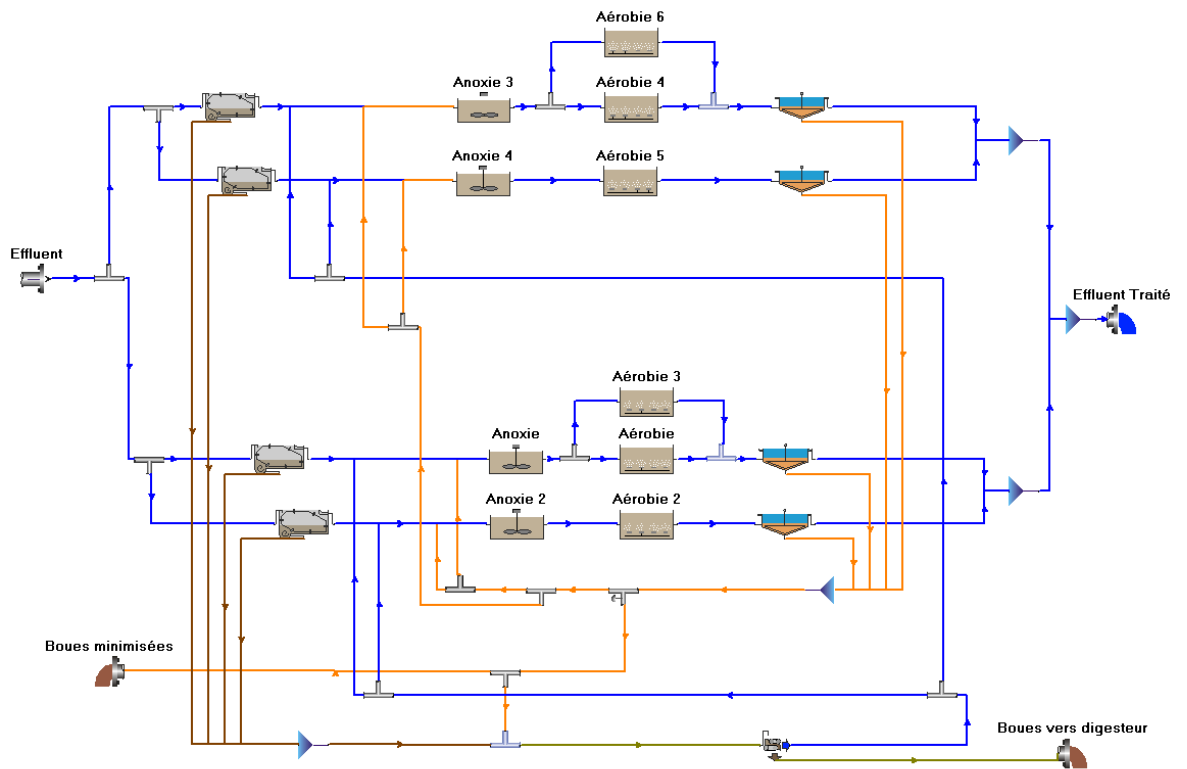


Figure 2.5 Schéma d'épuration par boues activées pour la municipalité grande.
Codes : 1.4.00 à 1.4.100

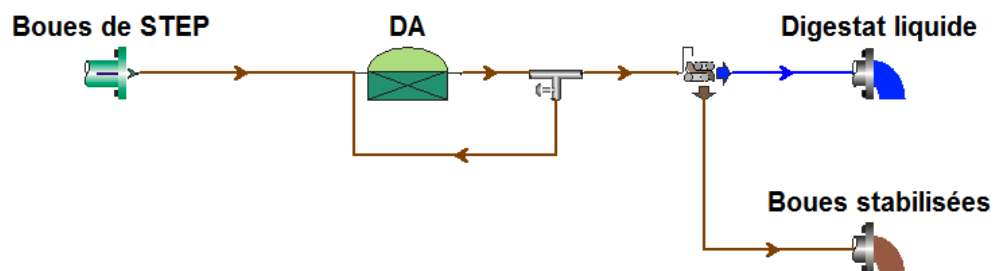


Figure 2.6 Schéma de DA des boues des municipalités petite et très petite.
Codes : 2.1.00 à 2.1.100 et 2.2.00 à 2.2.100

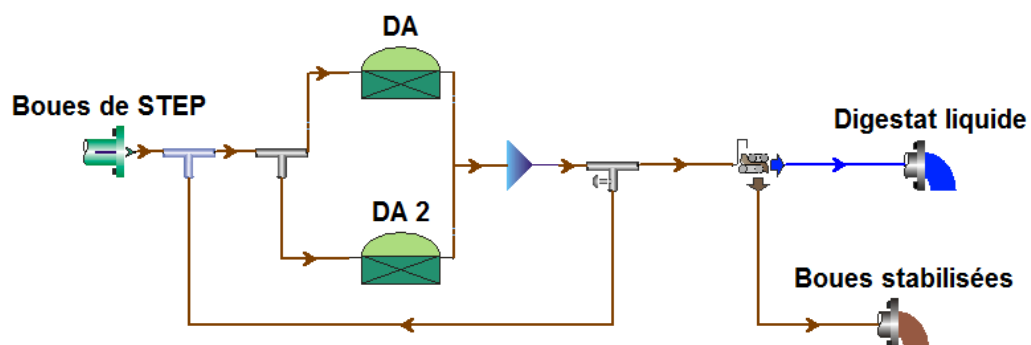


Figure 2.7 Schéma de DA des boues de la municipalité moyenne.

Codes : 2.3.00 à 2.3.100

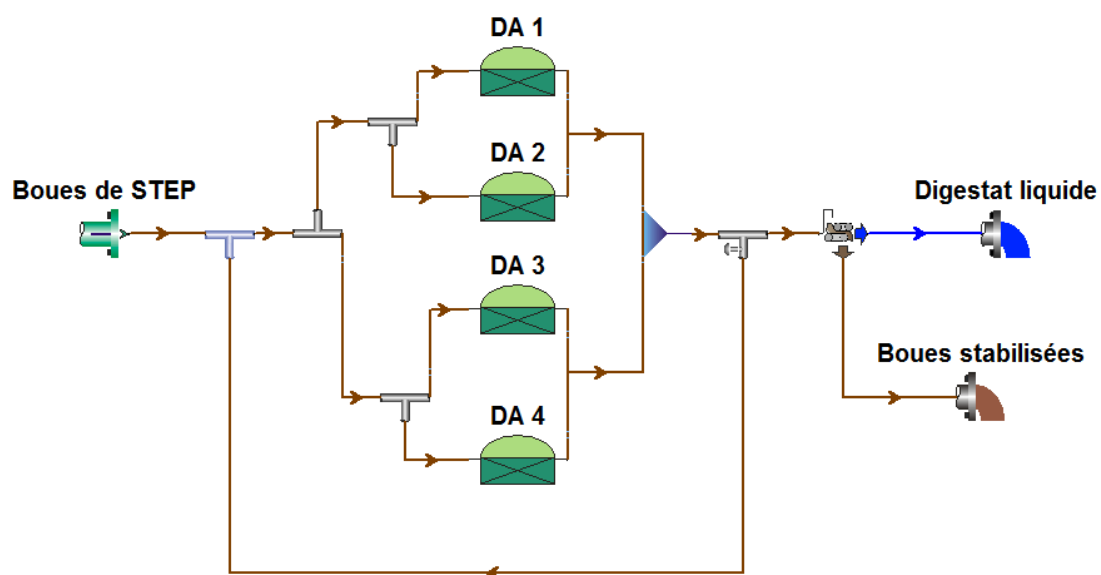


Figure 2.8 Schéma de DA des boues de la municipalité grande.

Codes : 2.4.00 à 2.4.100

Pour ce qui est les simulations avec le logiciel *MATTEUS+*, son objectif étant de modéliser avec précision les coûts et revenus, des unités sont ajoutées au système de digestion anaérobie des boues. Ainsi la figure 2.9 résume schématiquement le traitement biologique, l'étape de purification du combustible gazeux produit, la déshydratation mécanique des boues à la sortie du DA et finalement les dispositions finales des solides et liquides.

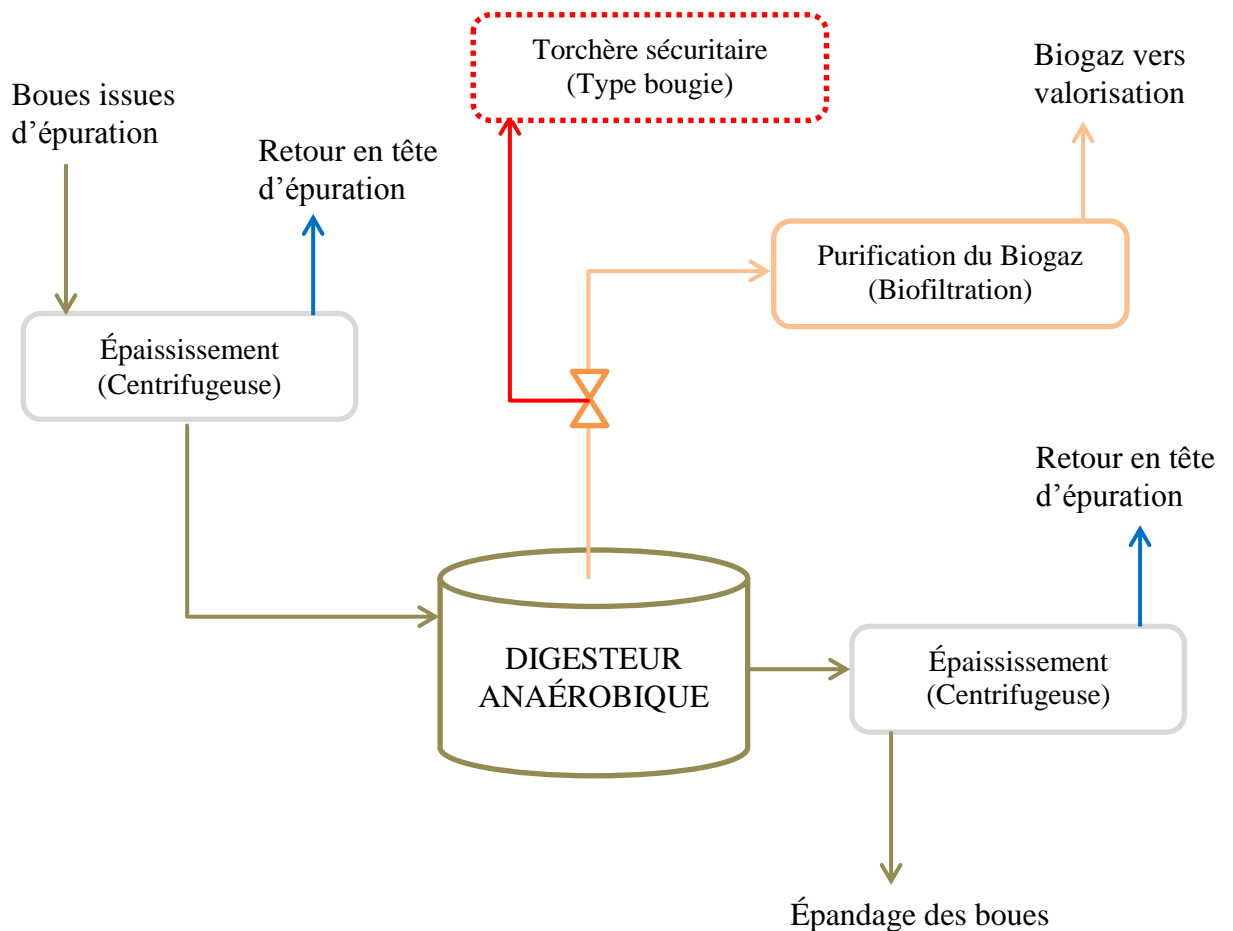


Figure 2.9 Schéma de digestion des boues pour analyse financières.

Codes : 3.1.00 à 3.1.100, 3.2.00 à 3.2.100, 3.3.00 à 3.3.100 et 3.4.00 à 3.4.100.

2.3 Procédures des simulations

Trois sont les grandes étapes à suivre pendant les simulations. La première est la modélisation et simulation du procès d'épuration des eaux usées. La deuxième est la modélisation et simulation de la digestion des boues produites lors de ces épurations. La troisième est l'analyse financière des résultats du biogaz produit et son contenu en méthane. Ainsi des ponts sont nécessaires entre ces trois étapes afin de reproduire les résultats de l'antérieur sur la postérieure. Un flux de travail est ainsi mit en place. La figure 2.10 présente ce flux et en détaille les étapes suivies. Par rapport aux simulations réalisées avec le logiciel BioWin, celles-ci se font dans le régime stationnaire pour assurer ainsi sa reproductivité au long d'une année.

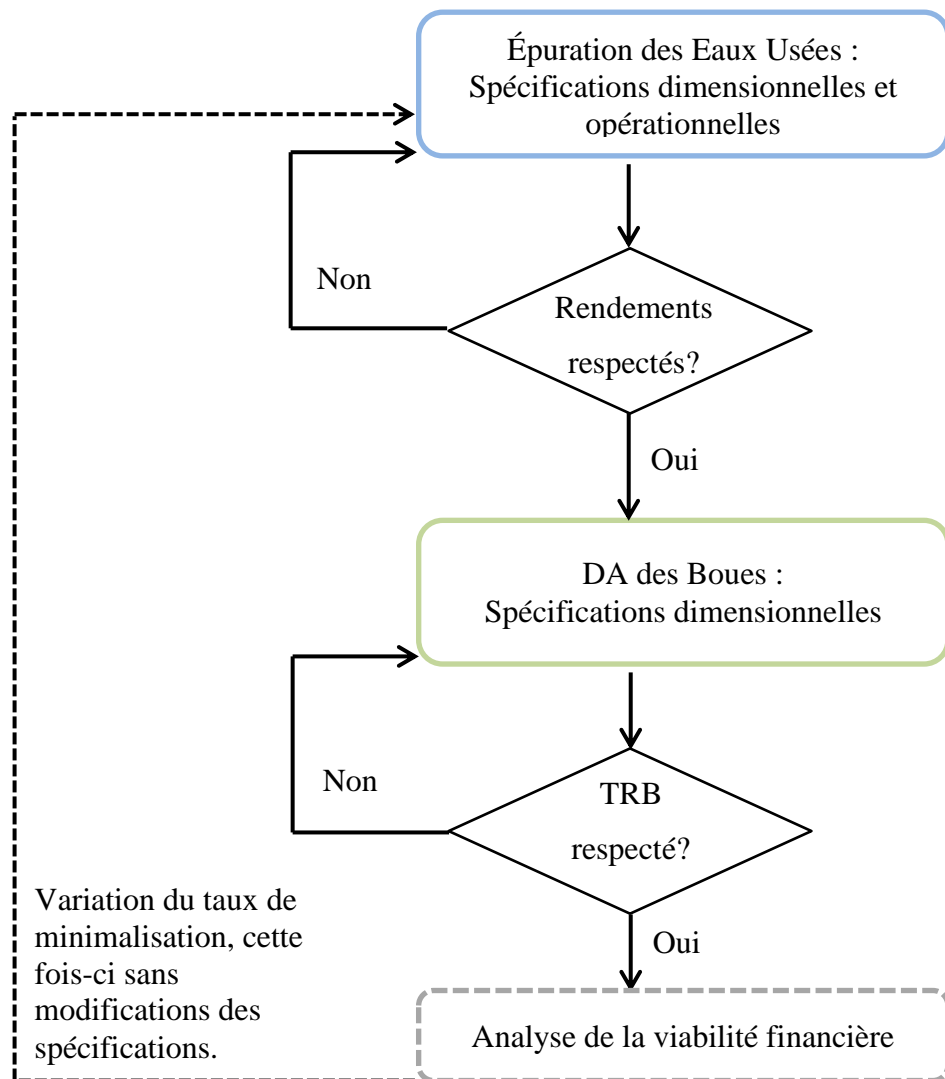


Figure 2.10 Diagramme du flux de travail suivi au cours des simulations.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Simulation des systèmes épuratoires

La présente section résume les résultats associés à l'épuration des eaux usées en fonction de la taille de la municipalité et du taux de minimalisation des boues activées en excès. Les spécifications dimensionnelles et épuratoires sont présentées en premier. Par la suite, les rendements épuratoires d'abattement des propriétés polluantes des eaux épurées sont présentés. Finalement, la production de boues ainsi que l'évolution de ses propriétés qualitatives en fonction du taux de minimalisation des boues en excès sont exposés pour toutes les municipalités analysées. Les quatre unités propres exclusivement au procès d'épuration des eaux sont : l'étang non-aéré, l'étang aéré et les décanteurs primaires et secondaires.

3.1.1 Spécifications dimensionnelles

Comme vue précédemment, les dimensions des différentes unités sont spécifiées afin de respecter les critères de qualité des eaux épurées. Ainsi suite à chaque simulation, si les temps de rétention hydrauliques ne coïncident pas avec ceux consultés dans la littérature, les dimensions des unités sont alors modifiées ou de nouvelles unités sont alors ajoutées au procédé épuratoire. Le tableau 3.1 présente ainsi les spécifications dimensionnelles déterminées en fonction du débit pour chaque unité.

L'analyse montre une distinction claire entre le dimensionnement des unités pour la première municipalité et celle des autres : ainsi, deux dimensionnement sont possibles pour chaque unité. Donc la totalité des simulations a pu être menée avec deux dimensionnement possibles pour chaque unité. Les deux premières municipalités fonctionnent avec une ligne unique de traitement, tandis que les deux autres en nécessitent de plusieurs.

Tableau 3.1 Spécification dimensionnelles des éléments des procès épuratoires.

Éléments du procès épuratoire	qté.	Volume	Surface	Profondeur
Municipalité 1 : 10 000 hab.	-	m ³	m ²	m
➤ Décanteur primaire	1	100	25	4
➤ Étang non aéré	1	450	75	6
➤ Étang aéré (petit)	1	700	175	4
➤ Décanteur secondaire	1	650	110	6
Municipalité 2 : 50 000 hab.				
➤ Décanteur primaire	1	500	125	4
➤ Étang non aéré	1	1400	200	7
➤ Étang aéré (grand)	1	2100	300	7
➤ Décanteur secondaire	1	900	150	6
Municipalité 3 : 100 000 hab.				
➤ Décanteur primaire	2	500	125	4
➤ Étang non aéré	2	1400	200	7
➤ Étang aéré (petit)	1	700	175	4
➤ Étang aéré (grand)	2	2100	300	7
➤ Décanteur secondaire	2	900	150	6
Municipalité 4 : 200 000 hab.				
➤ Décanteur primaire	4	500	125	4
➤ Étang non aéré	4	1400	200	7
➤ Étang aéré (petit)	2	700	175	4
➤ Étang aéré (grand)	4	2100	300	7
➤ Décanteur secondaire	4	900	150	6

3.1.2 Spécifications opérationnelles

Suite aux modifications des dimensions des unités, si les rendements obtenus ne satisfont pas ceux déterminés et basés sur la littérature, les spécifications opérationnelles des unités sont alors modifiées tout en respectant des valeurs raisonnables. Quatre sont les paramètres opérationnels; le temps de rétention hydraulique (TRH), les fractions séparées

par les décanteurs, la puissance de brassage mécanique des étangs non-aérés et la capacité horaire d'aération des étangs aérés. Les valeurs de ces spécifications, en fonction du débit épuré et pour les différentes unités sont présentées au niveau du tableau 3.2.

Le TRH, calculé en heures, indique la mesure du temps que l'effluent est retenu par une unité. Pour un même débit, plus le volume sera grand, plus l'effluent tardera à en ressortir et donc plus le TRH sera élevé. Ainsi cette spécification opérationnelle vient déterminée directement par le dimensionnement de l'unité et par le débit y traité.

Les fractions séparées par les décanteurs sont de 10% ou 70% pour le primaire et le secondaire respectivement. Cette fraction est en réalité le quotient entre le flux décanté et le flux des sous-produits issus de cette décantation.

La puissance de brassage au niveau des étangs non-aérés ont pour objectif l'homogénéisation des boues activées et l'eau à être épurées. La valeur de cette puissance doit être ainsi suffisante pour accélérer la floculation mais ne doit pas dépasser une certaine valeur trop élevée afin d'éviter la destruction des flocons formés.

La capacité horaire d'aération augmente en fonction de la quantité de pollution carbonée à être éliminée par le système. Ainsi elle est régler afin d'assurer les rendements de la station modélisée.

Les fractions spécifiées au sécheur permettent l'obtention de boues avec une siccité proche du 2% au 3%. L'eau séparée par cette unité est ensuite envoyée en tête du procès épuratoire.

Tableau 3.2 Spécification opérationnelles des éléments constituant les procès épuratoires.

Éléments du procès épuratoire	qté.	TRH	Brassage	Aération	Fraction séparée
Municipalité 1 : 10 000 hab.	-	hr	W/m ³	m ³ /hr*	%
➤ Décanteur primaire	1	1,2	-	-	10
➤ Étang non aéré	1	1,6	2	-	-
➤ Étang aéré (petit)	1	2,6	-	2500	-
➤ Décanteur secondaire	1	-	-	-	70
➤ Sécheur de boues	1	-	-	-	10
Municipalité 2 : 50 000 hab.					
➤ Décanteur primaire	1	1,2	-	-	10
➤ Étang non aéré	1	1	2	-	-
➤ Étang aéré (grand)	1	1,5	-	6500	-
➤ Décanteur secondaire	1	-	-	-	70
➤ Sécheur de boues	1	-	-	-	10
Municipalité 3 : 100 000 hab.					
➤ Décanteur primaire	2	0,9 et 1,1	-	-	10
➤ Étang non aéré	2	0,8	5	-	-
➤ Étang aéré (petit)	1	2	-	4500	-
➤ Étang aéré (grand)	2	1,3 et 1,5	-	12500	-
➤ Décanteur secondaire	2	-	-	-	70
➤ Sécheur de boues	1	-	-	-	10
Municipalité 4 : 200 000 hab.					
➤ Décanteur primaire	4	0,9 et 1,1	-	-	10
➤ Étang non aéré	4	0,8	5	-	-
➤ Étang aéré (petit)	2	2	-	4500	-
➤ Étang aéré (grand)	4	1,3 et 1,5	-	12500	-
➤ Décanteur secondaire	4	-	-	-	70
➤ Sécheur de boues	1	-	-	-	10

* m³ d'aire injectés en conditions normales : 20°C et 101,325 kPa

Pour atteindre les valeurs d'aération présentées un changement au niveau des aspects du modèle d'aération fut nécessaire. Le paramètre modifié étant le pourcentage surfacique de l'étang aéré occupé par les diffuseurs : passant ainsi du 10% proposé par le modèle de base au 20%.

3.1.3 Rendements épuratoires

Les rendements épuratoires permettent de connaître l'efficacité du système modélisé. Ces rendements sont calculés en fonction de la qualité des eaux sortantes du système une fois épurées et comparées aux propriétés à l'entrée. Les paramètres qualitatifs des eaux considérés sont : DCO, DBO₅, TKN, P total et MES. Le tableau 3.3 présente les rendements obtenus en fonction des débits traités.

Les simulations des différents scénarios, suite aux modifications pertinentes des dimensions et des données opérationnelles des unités, montrent alors leurs hautes performances épuratoires. La comparaison entre les colonnes « rendement » et « objectif » permet de valider la modélisation. Ainsi tous les rendements sont inclus dans les ordres de grandeurs hypothétiques déterminées préalablement. Ce fait égalise les performances des quatre stations modélisées, les comparaisons de ses capacités productives se rendent alors plus pertinentes.

Lors des différentes simulations, la variation du taux de minimalisation des boues activées en excès ne provoque pas de changement significatif ($< 0,01\%$) sur les rendements obtenus.

Tableau 3.3 Rendement épuratoires.

Propriétés	Quantités	Unités	Rendement	Objectif
Municipalité 1 : 10 000 hab.				
➤ DCO	35,8	mg/L	94 %	95% (± 1)
➤ DBO ₅	3,17	mg/L	99 %	99% (± 1)
➤ TKN	3,57	mgN/L	93 %	90% (± 1)
➤ P total	2,44	mgP/L	69 %	65% (± 1)
➤ MES	3,3	mgMES/L	-	< 5 (± 1)
Municipalité 2 : 50 000 hab.				
➤ DCO	38,5	mg/L	94 %	95% (± 1)
➤ DBO ₅	4,5	mg/L	98 %	99% (± 1)
➤ TKN	3,69	mgN/L	93 %	90% (± 1)
➤ P total	2,48	mgP/L	69 %	65% (± 1)
➤ MES	5,3	mgMES/L	-	< 5 (± 1)
Municipalité 3 : 100 000 hab.				
➤ DCO	36,6	mg/L	94 %	95% (± 1)
➤ DBO ₅	3,5	mg/L	99 %	99% (± 1)
➤ TKN	3,29	mgN/L	93 %	90% (± 1)
➤ P total	2,5	mgP/L	69 %	65% (± 1)
➤ MES	3,9	mgMES/L	-	< 5 (± 1)
Municipalité 4 : 200 000 hab.				
➤ DCO	36,9	mg/L	94 %	95% (± 1)
➤ DBO ₅	3,71	mg/L	99 %	99% (± 1)
➤ TKN	3,48	mgN/L	93 %	90% (± 1)
➤ P total	2,45	mgP/L	69 %	65% (± 1)
➤ MES	4,1	mgMES/L	-	< 5 (± 1)

3.1.4 Production de boues

Suite à la confirmation de la validité des rendements des simulations, les données de production de boues sont analysées. Cette production provient soit de la première décantation, les boues primaires, soit de la deuxième, les boues activées. Une analyse quantitative et qualitative des boues sera réalisée.

Pour ce qui est les aspects quantitatifs : La production volumétrique des boues primaires étant fixé au 10% du volume traité, l'analyse exclusive de ce paramètre n'est alors pas nécessaire. Par contre, l'analyse de la production des boues activées, étant celle-ci contrôlée indirectement par le TRB et le taux de minimalisation des boues en excès, se présente pertinente. De même pour l'analyse de la nature des boues par rapport à la production globale pour chaque débit traité et taux de minimalisation. Le tableau 3.4 présente les valeurs de production de boues pour les différents débits et taux de minimalisation et la figure 3.1 en représente les données de façon graphique mais cette fois-ci par le calcul du taux de diminution face au cas initial de minimalisation nulle.

Tableau 3.4 Données des débits de boues vers digestion

Taux de minimalisation des boues activées	Débit vers digestion (m ³ /j)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	36,22	149,26	348,50	716,12
20 %	32,97	139,41	328,80	672,90
40 %	29,73	129,56	309,10	629,67
60 %	26,49	119,71	289,40	586,45
80 %	23,24	109,85	269,70	543,23
100 %	20,00	100,00	250,00	500,00

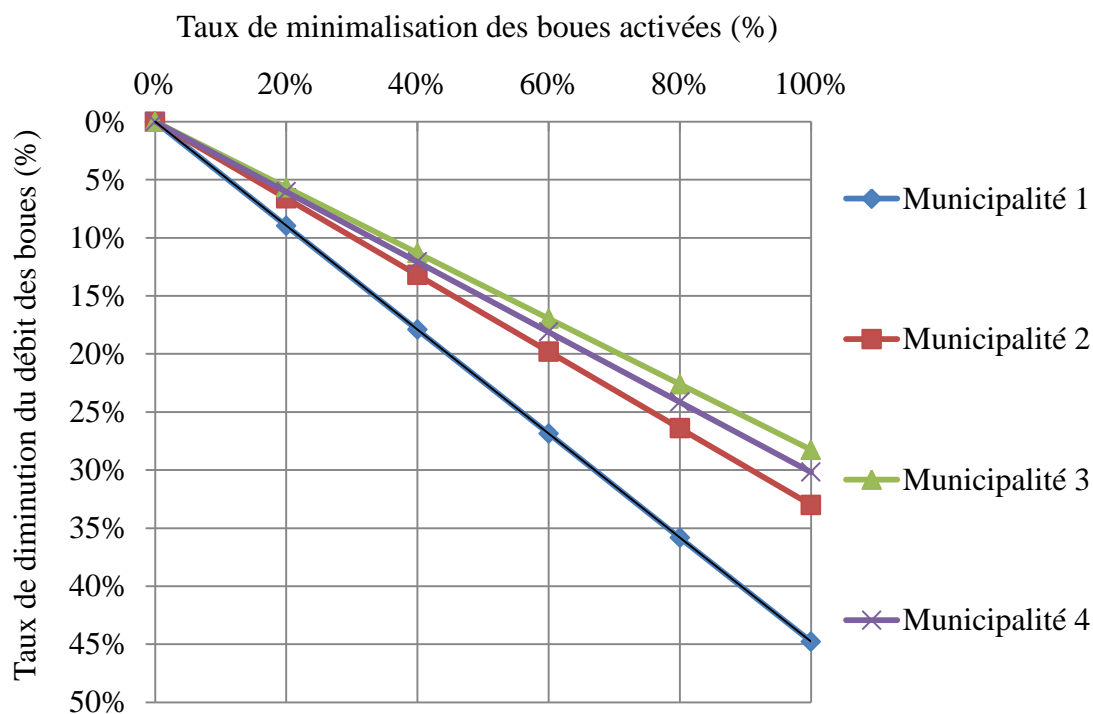


Figure 3.1 Taux de diminution des volumes des boues envoyées vers digestion en fonction du TMBA.

Une diminution linéale ($R^2=1$) est alors observée du volume des boues produites lors de l'épuration des eaux si une minimalisation des boues activées se produit. Ce fait reste valable pour toutes les municipalités. Néanmoins, l'analyse des données présentées ne permettent de connaître l'effet de la minimalisation sur le pourcentage représenté par les boues activées parmi le débit total de boues envoyées vers le digesteur. Afin d'aider à la visualisation de l'effet de la variation des taux de minimalisation sur la nature des boues envoyées vers le digesteur, la figure 3.2 résume les quatre graphiques pour les quatre débits différents étudiés.

Pour une minimalisation nulle, les boues activées représentent 44,8%, 33%, 28,3% et 30,2% par rapport à la production totale volumétrique pour les municipalités 1, 2, 3 et 4 respectivement. La figure 3.3 présente les proportions volumétriques boues activées/boues totales de la production de boues pour les différents débits et taux de minimalisation.

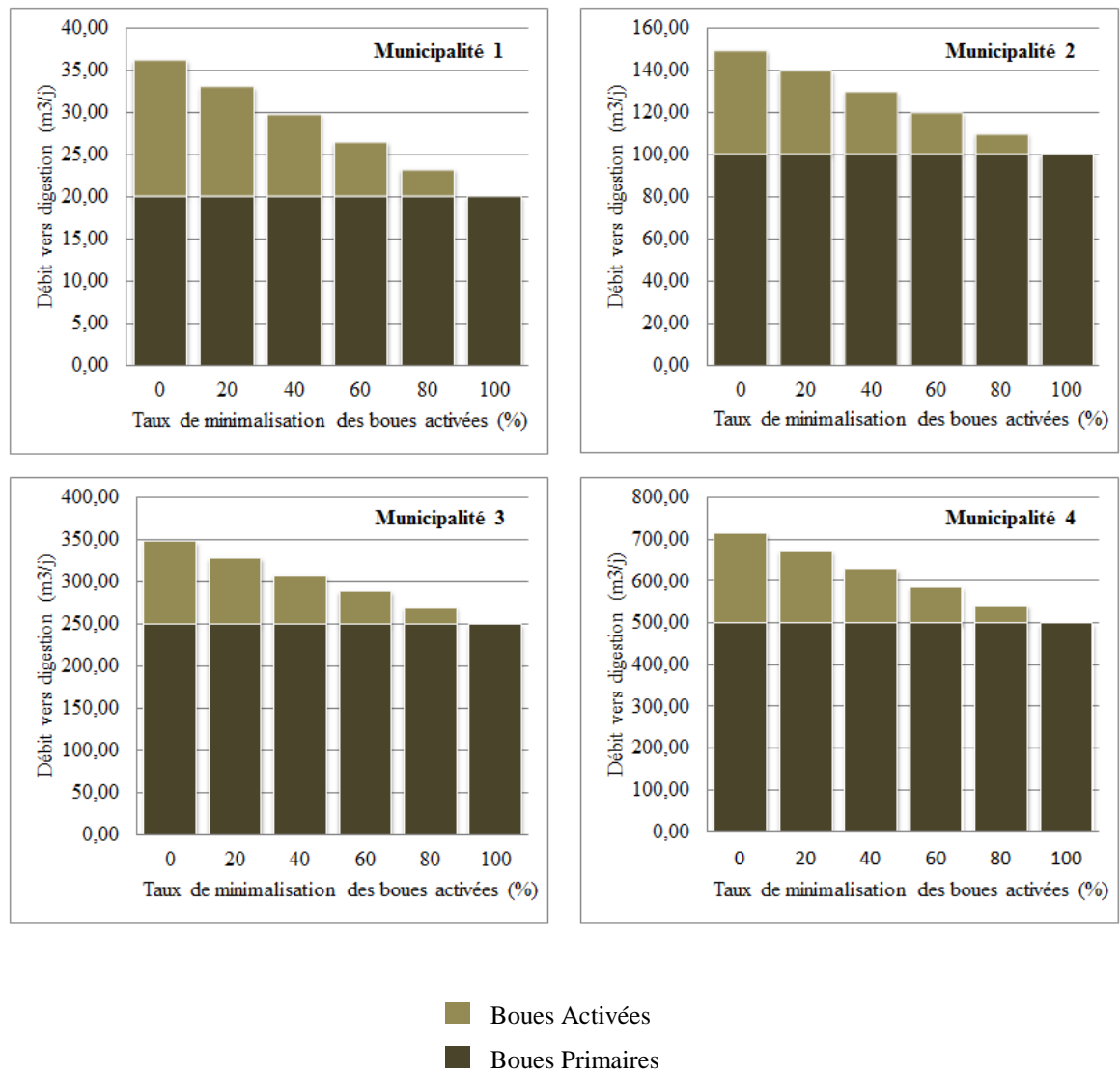


Figure 3.2 Histogrammes des débits de boues vers digestion en fonction du TMBA.

À l'exception de la troisième municipalité, la figure 3.3 montre l'existence d'une tendance : plus le débit traité est petit plus le rapport volumétrique boues activées/boues totales est élevé indépendamment du taux de minimalisation.

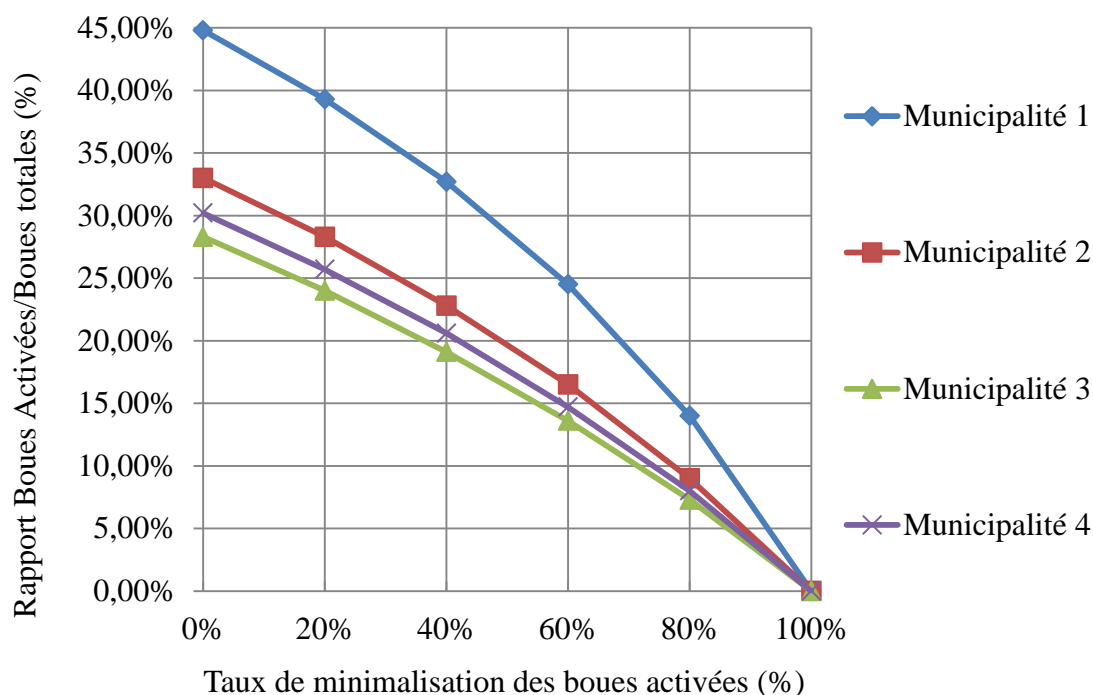


Figure 3.3 Graphique des rapports boues activées/boues totales en fonction du TMBA.

Pour ce qui est les aspects qualitatifs : en regard de la prochaine étape dans le système d'épuration, la digestion anaérobie, l'aspect qualitatif à être analysé d'avantage sont les propriétés organiques des MES, ce qui équivaut à parler du rapport MVS/MES. Premièrement, une analyse de la qualité des boues en fonction de sa nature. Le tableau 3.5 présente les données pour les quatre municipalités.

Tableau 3.5 Données qualitatives en fonction de la nature des boues

Nature des boues	MVS/MES (%)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
Boues Activées	91,65	91,68	91,66	91,65
Boues Primaires	83,88	83,88	83,88	83,88

Les données disponibles montrent alors une composition constante du 83,88% des matières volatiles pour les boues primaires et du 91,66 % pour les boues activées. Ainsi les boues activées présentent une concentration plus élevée en MVS. Les données

présentées au niveau du tableau 3.6 montrent l'effet de la minimalisation des boues activées sur la qualité des boues envoyées au digesteur anaérobie.

Tableau 3.6 Données qualitatives en fonction du TMBA.

Taux de minimalisation	MVS/MES (%)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	85,20	85,18	85,15	85,19
20 %	84,97	84,95	84,93	84,96
40 %	84,73	84,71	84,70	84,72
60 %	84,47	84,46	84,45	84,46
80 %	84,19	84,18	84,18	84,19
100 %	83,88	83,88	83,88	83,88

Deux sont les tendances extraites grâce à l'analyse de ces données : (i) Les rapports MVS/MES restent plus ou moins constants face à une variation du taux de minimalisation indépendamment de la taille de la municipalité. (ii) La minimalisation complète des boues en excès provoque une diminution du 2% du taux MVS/MES par rapport au cas de minimalisation nulle.

Deux autres aspects qualitatifs sont : la siccité et la densité. Pour la siccité, en calculant la moyenne, les données obtenues sont : 2,25%, 2,47%, 2,40% et 2,50% pour les municipalités 1 à 4 respectivement. Pour la densité, le calcul annuel du débit en tonnes annuelles produites divisé par le débit volumétrique annuel donne comme résultat une densité plus ou moins constante pour tous les débits de 1 t/m³.

3.2 Simulation des systèmes digestifs

La présente section résume les résultats associés à la digestion des boues lors des 24 simulations reproduites. Les spécifications dimensionnelles et opérationnelles sont présentées en premier. Par la suite, les aspects quantitatifs et qualitatifs associés à la production de biogaz sont analysés. Finalement, la qualité de la digestion est discutée par rapport au rendement de stabilisation des boues finales.

3.2.1 Spécifications dimensionnelles et opérationnelles

Dans le cas des digesteurs anaérobique, les spécifications dimensionnelles et opérationnelles sont fortement liées. Étant donné que le TRB des boues dans cette étape est imposé au niveau des hypothèses formulées au chapitre précédent. Ainsi, les dimensions du digesteur furent ajustées afin de réduire au maximum la quantité de boues renvoyée en tête du digesteur par la valve contrôlant le TRB. Les dimensions ainsi déterminées et les TRB obtenues sont présentées au niveau du tableau 3.7. Ainsi les calculs réalisés par le logiciel aboutissent en un contrôle de la valve de retour de boues vers le digesteur. Ce contrôle a permis alors un TRB de 19,8 jours; 1% inférieur aux 20 jours spécifiés préalablement, cela dû au marge d'erreur permis lors des itérations.

Tableau 3.7 Spécification dimensionnelles et opérationnelles du système digestif

Municipalités	qté.	Volume	Aire	Profondeur	TRB
	-	m ³	m ²	m	j
1	1	800	178	4,5	19,8
2	1	3300	275	12,0	19,8
3	2	4200	350	12,0	19,8
4	4	4200	350	12,0	19,8

3.2.2 Rendement digestif

Dans cette étape du procès épuratoire global le rendement est mesuré en fonction du degré de stabilisation des boues à la sortie du digesteur. Cette stabilisation est mesurée par le pourcentage massique de MVS réduites et ont été représenté à la figure 3.4.

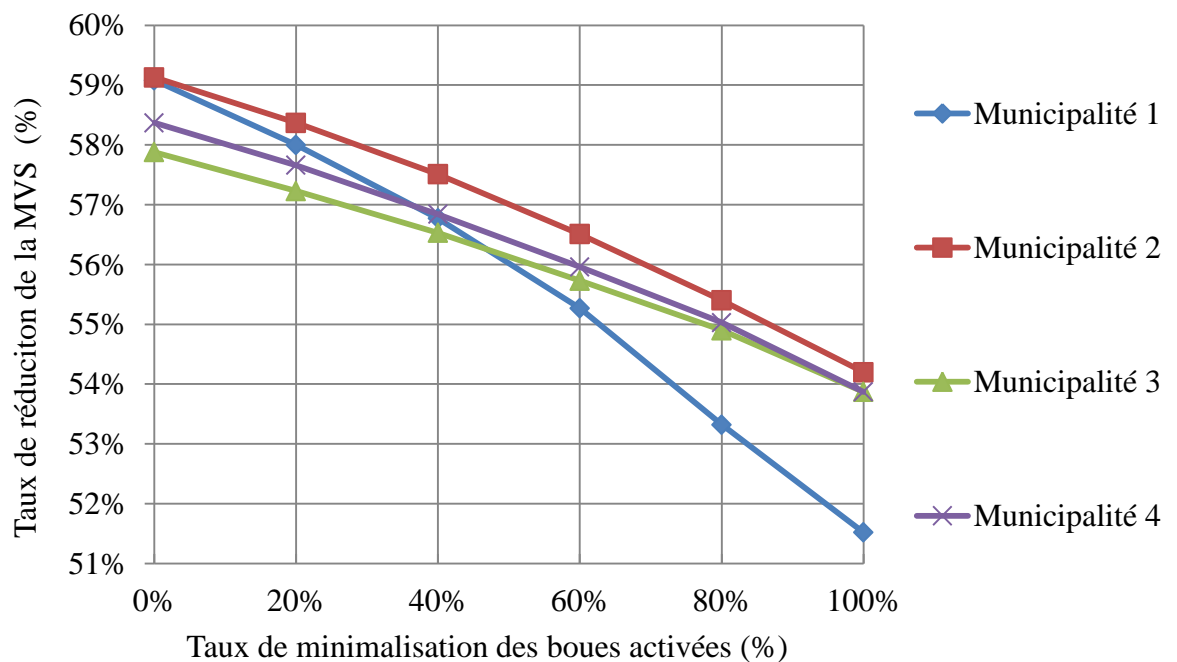


Figure 3.4 Suivre du taux de stabilisation des boues en fonction du TMBA.

Une réduction du taux d'élimination de la MVS est observable à mesure que le taux de minimalisation augmente indépendamment de la taille de la municipalité. La diminution la plus significative est liée à la première municipalité : par l'augmentation du taux de minimalisation de 0% au 100%, le taux de réduction de la MVS diminue du 59,1% au 51,5%. Ainsi même avec une minimalisation du 100%, les boues à la sortie du digesteur présentent les conditions nécessaires pour pouvoir être considérées stables (>50%).

3.2.3 Production de biogaz

Pour l'analyse des résultats de production les données du flux gazeux sortant du digesteur sont les premières à être présentées, par la suite les pertes en méthane face au taux de minimalisation sont calculées et exposées, finalement la production de biogaz face au débit des boues entrant au système est étudiée.

Les procès propres à la méthanisation des boues sont modélisés pour chaque scénario et les données du biogaz produit obtenues sont : le flux gazeux et son contenu en méthane. Ces propriétés sont représentées en fonction du taux de minimalisation et pour chacune des municipalités au niveau de la figure 3.5.

Par rapport au flux de biogaz ; une perte linéaire ($R^2=1$) du volume journalier produit est observée dans les quatre cas. Le calcul du pourcentage perdu entre le cas de minimalisation nulle et celui de minimalisation maximale révèle des pertes de : 4,8%, 7,7%, 8,8% et 8,8% du flux de biogaz pour les municipalités de 1 à 4 respectivement. Une tendance est alors aperçue : plus le débit traité est grand, plus la perte du biogaz obtenue face à une augmentation du taux de minimalisation est importante.

Par rapport au contenu en méthane ; une très faible diminution est observée pour les quatre municipalités au fur et à mesure que le taux de minimalisation augmente. Ce qui en résulte alors en des contenus en méthane emboîté entre un 64,09% et 62,65%.

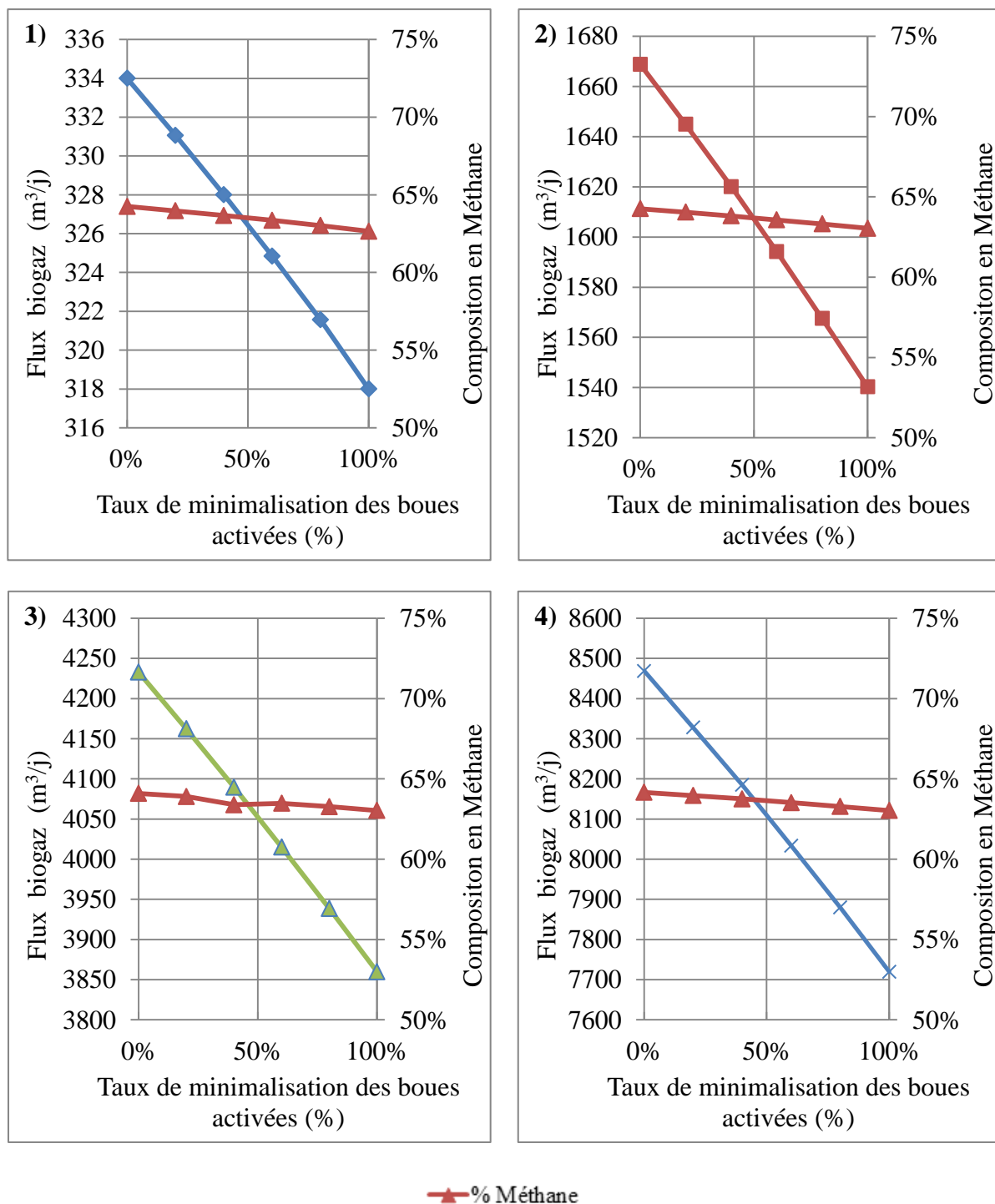


Figure 3.5 Flux du biogaz et composition en Méthane.

La municipalité étant indiquée au coin de chaque graphique.

Le calcul des pertes volumétriques journalières en méthane produit par rapport aux données initiales et face au taux de minimalisation est effectué et les résultats représentés au niveau de la figure 3.6. Une perte plus prononcée est alors observée plus la taille de la municipalité est importante.

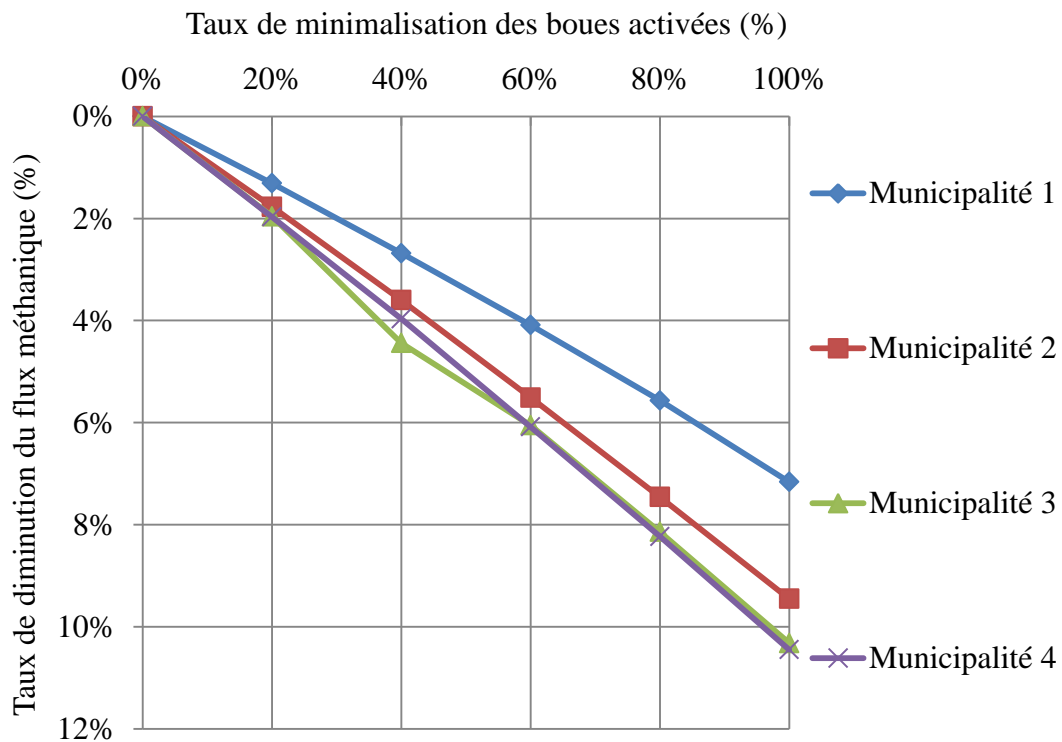


Figure 3.6 Taux de diminution du flux méthanique en fonction du TMB

Finalement, les rapports volumétriques biogaz sortant/boues entrantes et méthane sortant/boues entrantes sont calculés et les résultats obtenus représentés dans les figures 3.7 et 3.8 respectivement. Le but étant donc d'observer combien de biogaz et de méthane sont produits en fonction des boues entrantes au système digestif.

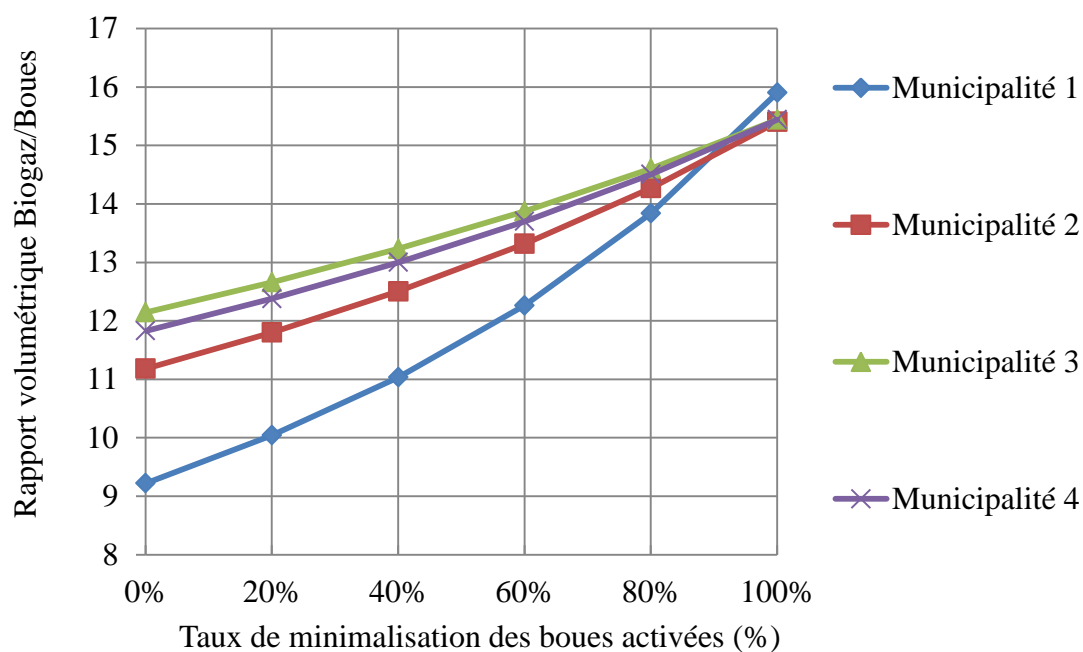


Figure 3.7 Rapports volumétriques Biogaz/Boues.

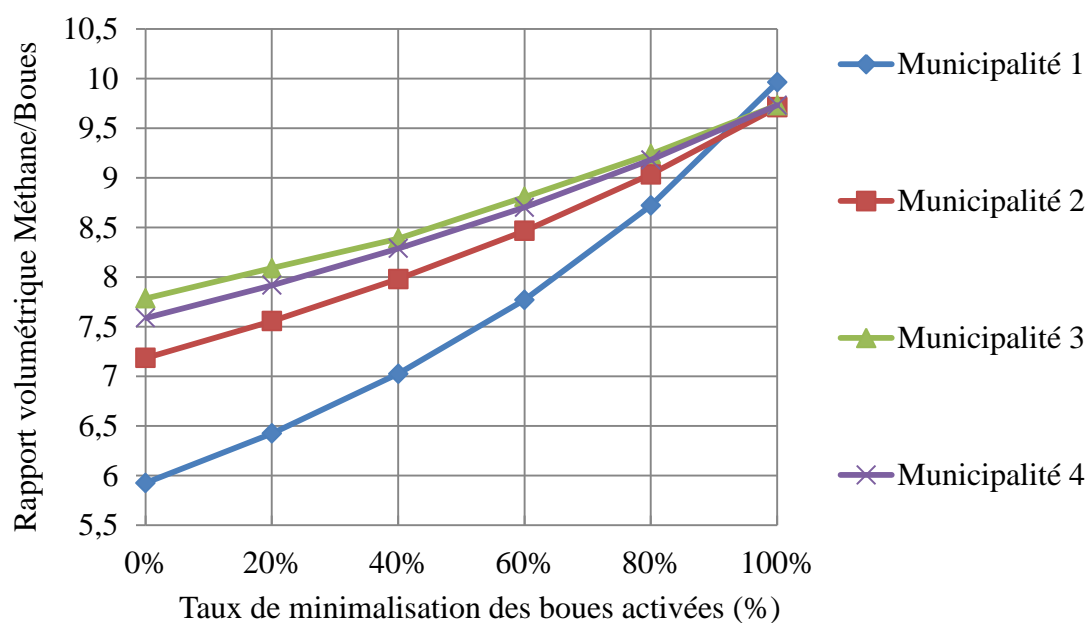


Figure 3.8 Rapports volumétriques Méthane/Boues.

Les résultats montrent des augmentations par rapports au biogaz et méthane produit par volume de boues entrantes. L'ordre des courbes montre que plus la municipalité est importante plus les rapports sont élevés. Cette évolution est d'autant plus remarquable pour la première municipalité : passant de 9,2 à près de 15,9 m³ de biogaz produit par m³ de boues. Ce qui équivaut à une augmentation du 42%. La presque indépendance du taux de méthane au long des modélisations explique le parallélisme entre les rapports biogaz/boues et méthane/boues.

Ces phénomènes s'expliquent par la quantité de boue renvoyée en tête. Ce retour imposé et contrôlé afin de conserver un TRB de 19,8 jours. Donc plus le débit diminue, plus de boues déjà partiellement digérées sont renvoyées en tête du digesteur.

3.3 Analyse financière

Dans cette dernière section les résultats associés à l'analyse financière sont présentés. Tout d'abord les coûts d'épuration sont calculés. Par la suite l'introduction de ces coûts et des autres hypothèses énumérées préalablement ont permis d'obtenir les quantités de boues à épandre, le bilan énergétique et le bilan financier. Ainsi ces données sont présentées en suivant ce même ordre.

3.3.1 Coût d'épuration lié au coût d'obtention des boues

Le coût d'épuration par tonne de boues à traiter est calculé à partir du coût par m³ d'eau usée, du débit entrant dans la station d'épuration et de la densité des boues. Ces coûts sont exposés dans le tableau 3.8 pour toutes les municipalités et tous les taux de minimalisation. Dû à cette minimalisation et au fait que le débit traité est toujours constant, les calculs montrent une augmentation du coût d'épuration par tonne de boues et par taille de municipalité. Mais cette augmentation, comme le montre la figure 3.9, est une augmentation convergente vers une valeur de environ 25 \$/t. Cela est dû au fait que si la minimalisation est totale, de 100%, les boues produites sont alors directement proportionnelles au débit entrant au système.

Tableau 3.8 Coûts d'épuration par tonnes de boues entrantes au digesteur.

Taux de minimalisation	Coût (\$/t de boues)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	13,80	16,75	17,90	17,45
20 %	15,17	17,93	18,98	18,58
40 %	16,82	19,30	20,18	19,86
60 %	18,88	20,88	21,56	21,30
80 %	21,52	22,75	23,11	23,00
100 %	25,01	25,01	25,01	25,01

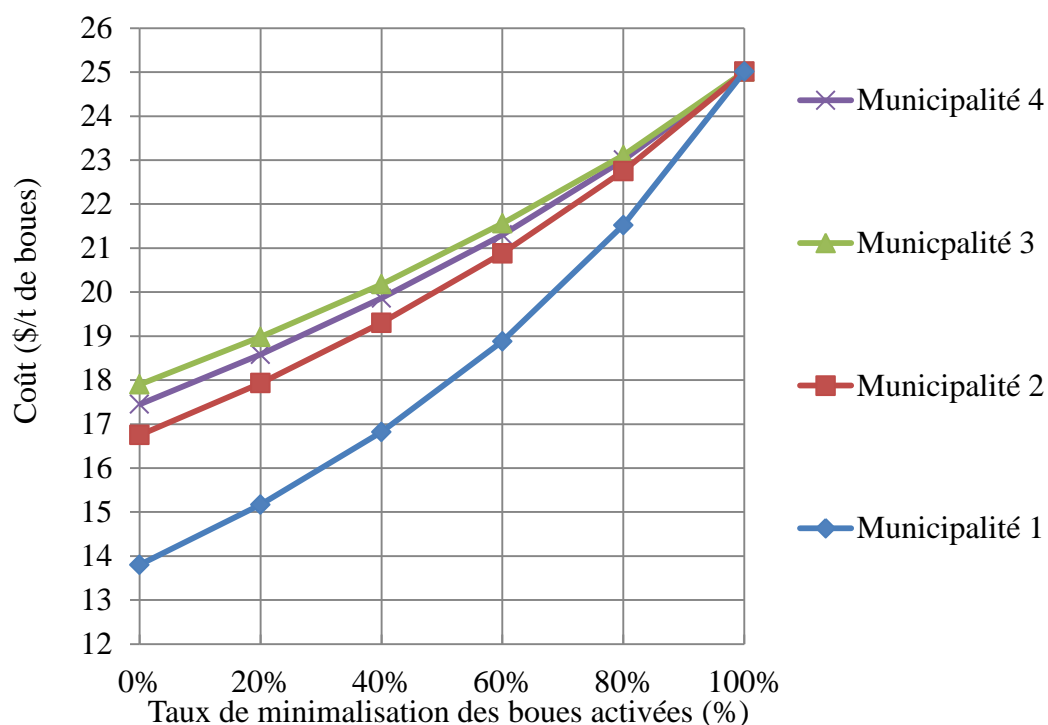


Figure 3.9 Variation du coût d'obtention des boues en fonction du taux de minimalisation.

3.3.2 Coûts d'épuration liés aux unités pour DA

Comme vu lors du deuxième chapitre, les coûts d'investissement et d'O&E liés aux unités sont calculés grâce aux équations de mise en échelle. Par la suite, et une fois obtenues les capacités requises pour chaque scénarios et unité grâce au logiciel *MATTEUS+*, des courbes de coût d'investissement et des coûts d'O&E en fonction du taux de minimalisation et de la taille de la municipalité sont réalisées. Les figures XX exposent les résultats pour les coûts d'O&E face au taux de minimalisation.

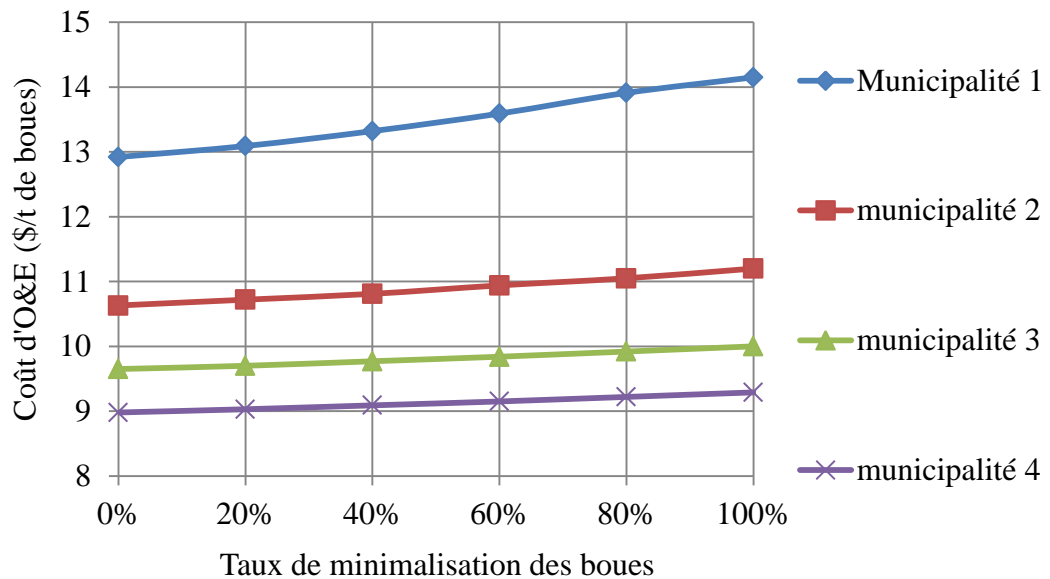


Figure 3.10 Coût d'O&E en fonction du TMBA

L'étude de cette figure 3.10 montre que : (i) plus le taux de minimalisation des boues augmente, plus les coûts par tonne liés à l'O&E augmentent. (ii) plus la taille de la municipalité diminue, plus accentuée est cette augmentation des coûts d'O&E à chaque augmentation du taux de minimalisation.

3.3.3 Boues vers épandage et coûts associés

Suite à l'introduction des spécifications des boues à être digérées, les quantités à être épandues sont alors calculées. Les résultats sont exposés au niveau du tableau 3.9. Il est observable ainsi l'effet de la minimalisation sur ces débits de boues envoyés vers sa disposition finale ; Le taux de réduction des matières à épandre coïncide avec le taux de réduction des boues à la sortie du système épuratoire (figure 3.1). Cela fait preuve de la bonne transposition des données du premier logiciel au deuxième ainsi que de la bonne reproductivité des modélisations effectuée avec le deuxième logiciel.

Tableau 3.9 Débit de boues vers épandage en fonction du taux de minimalisation.

Taux de minimalisation	Débits de boues à épandre (t/hr)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	0,058	0,237	0,555	1,139
20 %	0,052	0,222	0,523	1,069
40 %	0,047	0,206	0,492	1,000
60 %	0,042	0,19	0,461	0,933
80 %	0,037	0,175	0,430	0,864
100 %	0,032	0,159	0,397	0,794

Avec un coût d'épandage fixé au 3\$/m³ plus le coût du loyer étant fixé en 250\$/ha/an, et une densité fixée par la deuxième centrifugeuse, le coût annuel pour l'épandage suit alors les mêmes tendances que pour la réduction des boues (figure 3.1). Ainsi de forts taux de diminutions si comparés à une minimalisation nulle existent pour les coûts d'O&E liés à l'épandage de boues : 44,8%, 33%, 28,3% et 30,2% pour les municipalités 1, 2, 3 et 4 respectivement.

3.3.4 Bilan énergétique

Le Bilan énergétique est composé par; la chaleur et l'électricité requises et par la production énergétique liée à la méthanisation des boues. Le tableau 3.10 résume les données obtenues pour ces trois types d'énergie pour toutes les municipalités et tous les taux de minimalisation des boues en excès. Une diminution est ainsi observable à chaque fois que le taux de minimalisation augmente. Cela dû à la diminution du débit à être traité. Une augmentation est aussi observable à chaque fois que la taille de la municipalité augmente, cela dû aussi à l'augmentation du débit à être traité.

Tableau 3.10 Bilan énergétique

Taux de minimalisation	Chaleur requise (kWth)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	16	57	127	251
20 %	14	54	120	236
40 %	13	50	113	222
60 %	12	47	107	208
80 %	11	43	100	193
100 %	9	40	93	178
Taux de minimalisation	Électricité requise (kWth)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	13	55	128	262
20 %	12	51	120	246
40 %	11	47	113	230
60 %	10	44	106	215
80 %	9	40	99	199
100 %	7	37	91	183
Taux de minimalisation	Production issue de Biogaz (kWth)			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	40	166	389	798
20 %	37	155	367	750
40 %	33	144	345	701
60 %	30	133	323	654
80 %	26	122	301	606
100 %	22	111	278	557

Une analyse plus pointue de la production d'énergie sous forme de biogaz révèle une nouvelle tendance. Pour cela le calcul du taux de diminution de la production d'énergie est effectué par rapport au cas de minimalisation nulle. La figure 3.11 en présente ces calculs sous forme graphique.

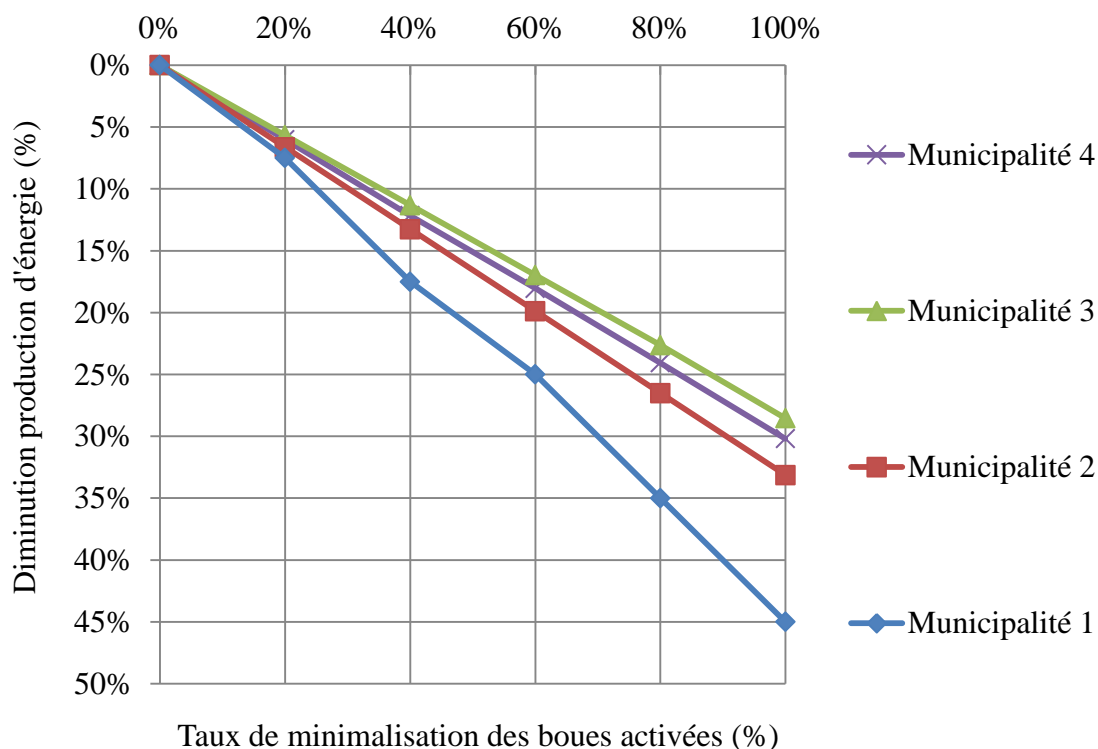


Figure 3.11 Taux de diminution de la production énergétique en fonction du TMBA

Les résultats montrent des réductions maximales de la production énergétique de 45,0%, 33,13%, 28,53% et 30,20% pour les municipalités 1 à 4 respectivement. Celles-ci ne coïncident pas avec les données obtenues lors des simulations de la digestion anaérobique avec BioWin (figure 3.6). Cela dû au fait que le deuxième logiciel, *MATTEUS+*, dimensionne automatiquement les unités en fonction du débit, tandis que pour BioWin un même dimensionnement des unités fut conservé face aux variations du taux de minimalisation et une recirculation des boues fut imposée afin de conserver le TRB.

Dans le bilan énergétique, un des aspects à tenir en compte est le rapport d'énergie requise par rapport à l'énergie produite. Cela permet de voir si un surplus de production est

obtenu et quelle tendance il suit en fonction de la taille de la municipalité et du taux de minimalisation. Ainsi le tableau 3.11 résume les rapports calculés par la somme de chaleur et électricité requise divisée par l'énergie produite par méthanisation. Il est constaté tout d'abord que ce rapport diminue à chaque fois que la taille de la municipalité augmente puis qu'il reste plus ou moins constant face aux augmentations du taux de minimalisation.

Tableau 3.11 Rapports d'énergie requise et produite.

Taux de minimalisation	Rapports Énergie Requise/Produite			
	Municipalité 1	Municipalité 2	Municipalité 3	Municipalité 4
0 %	72,5%	67,5%	65,6%	64,3%
20 %	70,3%	67,7%	65,4%	64,3%
40 %	72,7%	67,4%	65,5%	64,5%
60 %	73,3%	68,4%	65,9%	64,7%
80 %	76,9%	68,0%	66,1%	64,7%
100 %	72,7%	69,4%	66,2%	64,8%

3.3.5 Bilan financier

Le bilan financier est composé de : l'investissement du projet, les coûts et les revenus annuels. L'investissement et les coûts sont calculés pour chacune des unités en fonction de sa capacité et ses facteurs de mise en échelle. Les revenus par contre dépendent exclusivement des quantités d'énergie vendues sous forme de biogaz. Ainsi les périodes de retour de l'investissement sont obtenues et exposés au niveau de la figure 3.12 en fonction des taux de minimalisation des boues en excès.

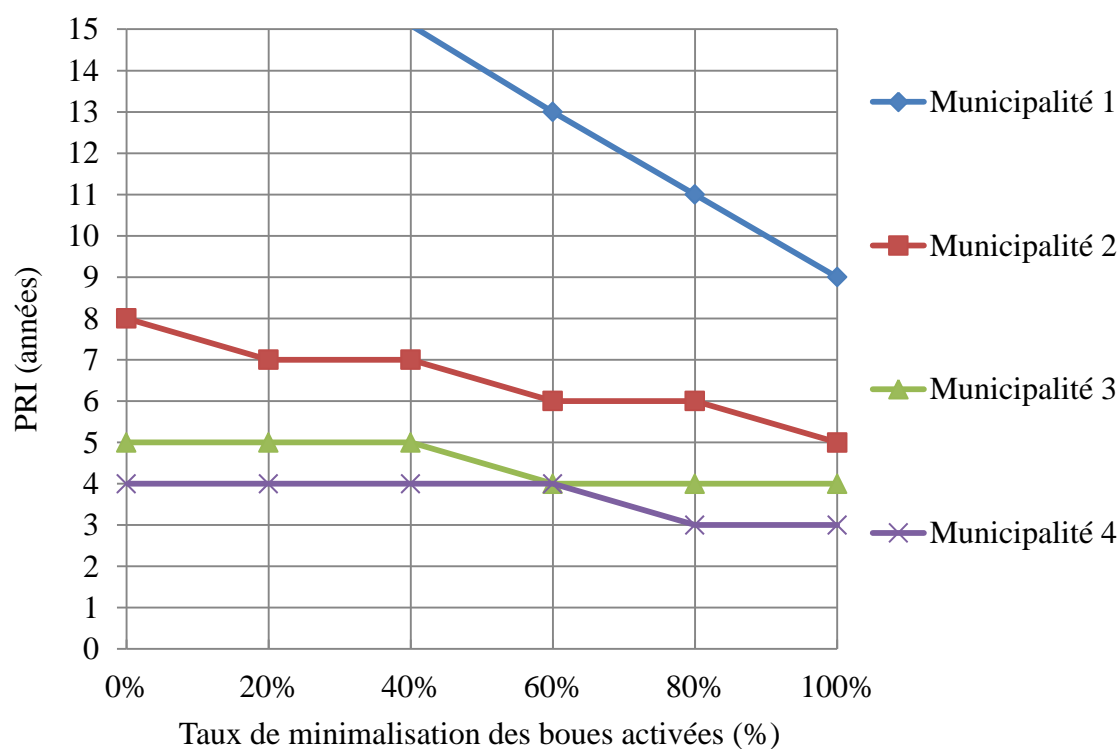


Figure 3.12 Périodes de retour de l'investissement en fonction du TMBA.

Par l'analyse des PRI deux tendances sont remarquées : (i) plus la taille de la municipalité augmente, plus les PRI diminuent et (ii) plus le taux de minimalisation des boues en excès augmente, plus les PRI diminuent. L'effet combiné de ces deux tendances provoque des PRI supérieures à la durée de vie du projet (15 ans, durée de vie des équipements) dans le cas de la première municipalité et pour des taux de minimalisation inférieurs au 60% des boues en excès. De plus, les viabilités financières des municipalités 2, 3 et 4 et avec une TMBA nul sont assurées avec des PRI de 8, 5 et 4 années respectivement.

Ces deux tendances énoncées précédemment sont dues principalement à la différence de prix entre l'énergie requise et l'énergie vendues et à la modification en tout temps des investissements et des coûts d'O&E en fonction du débit à être traité. Ainsi ces investissements et coûts diminuent à chaque fois que le taux de minimalisation est augmenté.

3.4 Synthèse

Une fois les rendements des différentes stations d'épuration ont été validés, l'étude des effets de la minimalisation débute premièrement par l'analyse de la production de boues puis l'analyse de la production de biogaz à partir de ces boues. Par la suite l'analyse de la viabilité financière permet d'obtenir les PRI ainsi qu'une idée plus concrète des coûts d'épuration et digestion.

3.4.1 Effets des TMBA sur la production de boues

L'analyse des effets de la minimalisation sur la production de boues a montré que : (i) la quantité de boues produites se voit réduite en un 44,8%, 33%, 28,3% et 30.2% par rapport à la production maximale volumétrique pour les municipalités 1, 2, 3 et 4 respectivement. (ii) À l'exception de la troisième municipalité, plus le débit traité est petit plus le rapport volumétrique boues activées/boues totales est élevé indépendamment du taux de minimalisation.

L'analyse des effets de la minimalisation sur les aspects qualitatifs des boues a conclu en l'obtention de deux tendances : (i) Les rapports MVS/MES restent plus ou moins constants face à une variation du taux de minimalisation indépendamment de la taille de la municipalité. (ii) La minimalisation complète des boues en excès provoque une diminution du 2% du taux MVS/MES par rapport au cas de minimalisation nulle.

3.4.2 Effets des TMBA sur la production de biogaz

L'analyse des effets de la minimalisation sur la production de biogaz se découple en deux grandes parties: les effets constatés lors des simulations avec BioWin et les effets constatés lors des simulations avec *MATTEUS+*. Sachant que lors des simulations réalisées avec le premier logiciel les dimensions ne sont pas modifiées face aux augmentations du taux de minimalisation. Et que pour les simulations réalisées avec le deuxième logiciel les dimensions sont cette fois-ci modifiées en fonction du débit entrant en chaque unité.

Pour ce qui est les effets constatés suite à la simulation avec BioWin des systèmes digestifs; (i) Une réduction du taux d'élimination de la MVS est observable à mesure que le taux de minimalisation augmente indépendamment de la taille de la municipalité. La diminution la plus significative est liée à la première municipalité : par l'augmentation du taux de minimalisation de 0% au 100%, le taux de réduction de la MVS diminue de 59,1% au 51,5%. (ii) Les taux de contenus en méthane emboîté entre un 64,09% et 62,65%. (iii) Le calcul du pourcentage perdu en Biogaz entre le cas de minimalisation nulle et celui de minimalisation maximale révèle des pertes de : 4,8%, 7,7%, 8,8% et 8,8% du flux de biogaz pour les municipalités de 1 à 4 respectivement. (iv) Les rapports volumiques biogaz/boues face aux TMBA montrent une croissance du volume de biogaz produit par volume de boues entrantes au système et que plus la municipalité est importante plus les rapports sont élevés. Cette évolution est d'autant plus remarquable pour la première municipalité : passant de 9,2 à près de 15,9 m³ de biogaz produit par m³ de boues. Ce qui équivaut à une augmentation de 42%.

Pour ce qui est les effets constatés suite à la simulation avec *MATTEUS+* des systèmes digestifs; (i) Les résultats montrent des réductions maximales de la production de biogaz de 45,0%, 33,13%, 28,53% et 30,20% pour les municipalités 1 à 4 respectivement. (ii) Le rapport d'énergie requise et produite diminue à chaque fois que la taille de la municipalité augmente et reste plus ou moins constant face aux augmentations du taux de minimalisation.

3.4.3 Effets des TMBA sur la viabilité financière

L'étude des coûts liés à l'épuration et à la digestion des boues ont permis de découvrir deux tendances ; (i) plus le taux de minimalisation des boues augmente, plus les coûts par tonne liés à l'O&E augmentent. (ii) plus la taille de la municipalité diminue, plus accentuée est cette augmentation des coûts d'O&E à chaque augmentation du TMBA.

Par l'analyse des PRI deux tendances sont remarquées : (i) plus la taille de la municipalité augmente, plus les PRI diminuent et (ii) plus le taux de minimalisation des boues en excès augmente, plus les PRI diminuent. L'effet combiné de ces deux tendances provoque des PRI supérieures à la durée de vie du projet (15 ans, durée de vie des équipements) dans le

cas de la première municipalité et pour des taux de minimalisation inférieurs au 60% des boues en excès.

Ainsi, la viabilité financière étant fortement liée aux PRI propre à chaque scénario : (i) Les viabilités financières des municipalités 2, 3 et 4 et avec une TMBA nul sont assurées avec des PRI de 8, 5 et 4 années respectivement. (ii) La viabilité financière pour la première municipalité dépend du TMBA, et une valeur de 60% est nécessaire pour obtenir un PRI inférieur à la durée de vie du projet (15 ans) et en assurer ainsi la viabilité.

CONCLUSION

L'évolution démographique ainsi que le développement des sociétés créent de nos jours d'un côté l'augmentation du besoin en énergies renouvelables mais simultanément de l'autre côté l'augmentation du besoin de réduction des sources polluantes. Dans le cas des boues d'épuration, sa minimalisation est fortement épandue même si ces boues sont aussi une potentielle source d'énergie renouvelable : le biogaz. Les boues d'épuration, une source de problèmes ou une source de solutions ?

L'objectif principal de ce travail consistait en étudier les effets de la minimalisation des boues sur le procès de production de biogaz, la digestion anaérobique. La minimalisation étant fortement justifiée par deux caractéristiques : par sa capacité de réduire les boues envoyées vers sa disposition finale mais aussi par sa capacité de réduire fortement les coûts associés à cette élimination. Pour atteindre cet objectif principal une série d'étapes ont été nécessaires.

La modélisation de plusieurs stations d'épuration, chacune avec un débit de conception différent, a permis d'évaluer les effets de la minimalisation sur la quantité et la qualité des boues produites dans chacune d'elles. Ces mêmes boues, en conservant ses propriétés qualitatives et quantitatives ont alors été introduites lors des simulations du procès digestif par DA. Cette deuxième modélisation a permis d'évaluer les effets des taux de minimalisation des boues activées sur la quantité et la qualité du biogaz produit. De plus cette première modélisation et simulation de la DA a aussi permis d'évaluer un facteur très important : un seule dimensionnement pour tous les TMBA différents. La deuxième modélisation et simulation de la DA a permis une analyse plus en profondeur des coûts associés ainsi que l'effet d'un dimensionnement différent pour chaque débit. Finalement, l'analyse financière a permis d'obtenir des tendances par rapport à la viabilité des projets face aux variations des taux de minimalisation des boues activées.

Les tendances obtenues au niveau des PRI coïncident avec la théorie de centralisation : la centralisation prédit une diminution des coûts d'O&E et donc une diminution des PRI. Les tendances obtenus au niveau des deux simulations des DA coïncident pleinement

avec la théorie des DA en série : l'installation de DA en série prédit une optimisation de la production de biogaz.

En reprenant la problématique, la démarche suivie a permis l'acquisition des informations nécessaires, l'analyse de cette information et son exploitation pour pouvoir travailler en l'obtention d'une conclusion raisonnée. Ainsi, la minimalisation des boues pour assurer une viabilité financière n'est que justifié pour les systèmes décentralisé. Dans le cas des systèmes centralisés, la minimalisation n'est plus nécessaire pour assurer la viabilité financière mais aide faiblement à augmenter les revenus en réduisant les coûts d'épandage. Par rapport à la production d'une énergie renouvelable les résultats obtenus montrent que celle-ci dépend fortement de la minimalisation mais aussi du dimensionnement des unités. Ainsi dans le cas d'un dimensionnement unique et répondant aux besoins du cas de minimalisation nulle, le contrôle du TRB par la recirculation en tête au DA permet de : réduire fortement les boues à épandre grâce à la minimalisation tout en assurant une réduction minime de la production de biogaz. Par contre, dans le cas d'un dimensionnement conceptualisé pour chaque valeur du TMBA l'effet sur la production de biogaz n'est plus négligeable et de fortes réductions en sont engendrées à chaque augmentation du TMBA. Finalement, la minimalisation se présente comme une bonne solution pour la réduction des boues envoyées vers sa disposition finale mais aussi possède un grand effet sur la production énergétique par DA si le dimensionnement est mal choisi. Par manque de données réelles, les coûts associés à la minimalisation n'ont pu être tenu en compte. Il aurait pu s'avérer intéressant l'étude de l'installation de systèmes d'optimisation de la production de biogaz.

La conclusion ainsi que les tendances obtenues restent valables que dans le cadre hypothétique maintenu tout au long des simulations. Il s'avèrerait intéressant, et afin de valider l'étude théorique, la réalisation d'une prochaine approche plus pratique. Dans ce cas les aspects économique et réglementaire seraient plus spécifiques à chaque station.

ANNEXE I

SPÉCIFICATIONS DU MODÈLE ÉCONOMIQUE DES UNITÉS

Tableau A-I Spécifications pour le modèle économique des unités du système digestif

Constantes du modèle économique	Valeurs	Unités
Centrifugeuse		
➤ I_R	225 000	\$
➤ C_R	0,6	t/h
➤ ME	0,75	-
➤ OE_R	2,5	\$/t
Biofiltre		
➤ I_R	160 000	\$
➤ C_R	765	Nm ³ /h
➤ ME	0,4	-
➤ OE_R	0,001	\$/Nm ³
Torchère type bougie		
➤ I_R	60 000	\$
➤ C_R	250	Nm ³ /h
➤ ME	0,8	-
➤ OE_R	0,001	\$/Nm ³
Digesteur Anaérobique		
➤ I_R	1 400 000	\$
➤ C_R	1 500	m ³
➤ ME	0,7	-
➤ OE_R	0,015	\$/m ³ h
Épandage		
➤ I_R	35 000	\$
➤ C_R	100	m ³
➤ ME	0,6	-
➤ OE_R	0	\$/m ³ h

ANNEXE II

SPÉCIFICATIONS FINANCIÈRES

Tableau A-II Paramètres financiers et du financement.

Paramètre financier	Valeur	Unité
Année de départ du projet	2014	année
Durée de vie du projet	15	ans
Terrain	0,00	\$
Bâtiment technique	0,00	\$
Amortissement des immobilisations	75,00	%
Taux d'imposition	30,00	%
Début effectif du projet	6	mois
Taux d'inflation annuel	3,00	%
Taux de contingence	5,00	%
Taux d'indexation des combustibles	5,00	%
Taux d'actualisation	8,00	%
Valeur du CO2 sur le marché	0,00	\$/t
Prix d'achat de chaleur	0,06	\$/kWhth
Prix d'achat d'électricité	0,06	\$/kWhth
Prix de vente de biogaz	0,16	\$/kWhth
Financement	Valeur	Unité
Subventions publics	25,00	%
Capitaux investis initialement	200.000	\$
Durée de l'emprunt	15	ans
Taux d'intérêt sur l'emprunt	7,50	%

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adu-Gyamfi, Nicholas, Sreenivas Rao Ravella et Phil J. Hobbs. 2012. « Optimizing anaerobic digestion by selection of the immobilizing surface for enhanced methane production ». *Bioresource Technology*, vol. 120, p. 248-255.
- Agence Gouvernementale Statistique Canada. 2009. « Utilisation industrielle de l'eau » En ligne. 92 p. <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-401-x/16-401-x2012001-fra.pdf> Consulté le 15 février 2013.
- Andreottola, G. et Foladori, P. 2007. « A Review and Assessment of Emerging Technologies for the Minimization of Excess Sludge Production in Wastewater Treatment Plants » *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 41, n° 9, p. 1853-1872.
- Athanasoulia, E., P. Melidis et A. Aivasidis. 2012. « Optimization of biogas production from waste activated sludge through serial digestion ». *Renewable Energy*, vol. 47, p. 147-151.
- Bdour, Ahmed N., Moshrik R. Hamdi et Zeyad Tarawneh. 2009. « Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region ». *Desalination*, vol. 237, n° 1, p. 162-174.
- Börjesson, Pål, et Bo Mattiasson. 2008 « Biogas as a resource-efficient vehicle fuel ». *Trends in Biotechnology*, vol. 26, n° 1, p. 7-13.
- Braun, R. et Wellinger, A. 2002. « Potential of Co-digestion ». En ligne. 16 p. http://www.iea-biogas.net/_download/publi-task37/Potential%20of%20Codigestion%20short%20Brosch221203.pdf Consulté le 29 février 2013.
- Carrère, H., C. Dumas, A. Battimelli, D. J. Batstone, J. P. Delgenès, J. P. Steyer et I. Ferrer. 2010. « Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 183, n° 1, p. 1-15.
- Chu, Libing, Sangtian Yan, Xin-Hui Xing, Xulin Sun et Benjamin Jurcik. 2009. « Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production ». *Water Research*, vol. 43, n° 7, p. 1811-1822.
- Coma, M., S. Rovira, J. Canals et J. Colprim. 2013. « Minimization of sludge production by a side-stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant ». *Bioresource Technology*, vol. 129, p. 229-235.

- Ernst et Young. 2010. « Étude de marche de la méthanisation et des valorisations du biogaz ». En ligne. 142 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=795DED03BB852DFE54973653068C2B581286783147272.pdf> Consulté le 24 février 2013.
- EurObserv'ER. 2012. « Baromètre Biogaz ». En ligne. <http://www.eurobserv-er.org/pdf/baro212biogas.pdf> Consulté le 25 février 2013.
- Environnement Canada. 2010. « L'utilisation judicieuse de l'eau ». En ligne. <http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=Fr&n=F25C70EC-1> Consulté le 15 février 2013.
- Environnement Canada. 2011. « Rapport de 2011 sur l'utilisation de l'eau par les municipalités ». En ligne. 26 p. http://www.ec.gc.ca/Publications/B77CE4D0-80D4-4FEB-AFFA-0201BE6FB37B/2011-Municipal-Water-Use-Report-2009-Stats_Fr.pdf Consulté le 15 février 2013.
- EnviroSim Associates Ltd. 2012. BioWin Process Simulator, version 3.0.1.802. Logiciel professionnel. Hamilton (On).
- Ferreira, Miguel, Isabel Paula Marques et Isabel Malico. 2012 « Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context ». *Energy Policy*, vol. 43, p. 267-274.
- Frédéric, S. et Lugardon, A. 2007. « Méthanisation des effluents industriels liquides ». *Techniques de l'ingénieur Bioprocédés dans les domaines de l'énergie et de l'environnement*. Ref. article : j3943.
- Galitskaya, I., M. Lekhov, V. Putilina, T. Yuganova, I. Kostikova, V. Lekhov, M. Putilina, V. Yuganova, V. Kostikova, S. Kostikova, T. Kostikova et A. Kostikova. 2011. « Modeling biogas emission at different methods of sewage sludge disposal ». *Water Resour*, vol. 38, n° 7, p. 885-895.
- Ge, Huoqing, Paul D. Jensen et Damien J. Batstone. 2011. « Increased temperature in the thermophilic stage in temperature phased anaerobic digestion (TPAD) improves degradability of waste activated sludge ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 187, n° 1, p. 355-361.
- Giurco, Damien, Albena Bossilkov, James Patterson et Alex Kazaglis. 2009. « Developing industrial water reuse synergies in Port Melbourne: cost effectiveness, barriers and opportunities ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 19, n° 8, p. 867-876.
- Hardisty, Paul E., Mayuran Sivapalan et Robert Humphries. 2012. « Determining a sustainable and economically optimal wastewater treatment and discharge strategy ». *Journal of Environmental Management*, vol. 114, p. 285-292.

- Jiang, Xinyuan, Sven G. Sommer et Knud V. Christensen. 2011. « A review of the biogas industry in China ». *Energy Policy*, vol. 39, n° 10, p. 6073-6081.
- Kabouris, John C., Ulas Tezel, Spyros G. Pavlostathis, Mike Engelmann, James Dulaney, Robert A. Gillette et Allen C. Todd. 2009. « Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG ». *Bioresource Technology*, vol. 100, n° 15, p. 3701-3705.
- Kalbar, Pradip P., Subhankar Karmakar et Shyam R. Asolekar. 2012. « Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach ». *Journal of Environmental Management*, vol. 113, p. 158-169.
- Khursheed, Anwar, et A. A. Kazmi. 2011. « Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction ». *Water Research*, vol. 45, n° 15, p. 4287-4310.
- Lee, Il-Su, Prathap Parameswaran et Bruce E. Rittmann. 2011. « Effects of solids retention time on methanogenesis in anaerobic digestion of thickened mixed sludge ». *Bioresource Technology*, vol. 102, n° 22, p. 10266-10272.
- Liwarska-Bizukojc, Ewa, et Rafal Biernacki. 2010. « Identification of the most sensitive parameters in the activated sludge model implemented in BioWin software ». *Bioresource Technology*, vol. 101, n° 19, p. 7278-7285.
- Marc, Satin, et Béchir Selmi. 2006. « Guide technique de l'assainissement ». 3^e éd. « Moniteur référence technique », Paris : Éditions le Moniteur, 726 p.
- Moletta, R. 2008. « Méthanisation de la biomasse ». *Techniques de l'ingénieur Bioprocédés dans les domaines de l'énergie et de l'environnement*. Réf. article : bio5100
- Morita, Masahiko, et Kengo Sasaki. 2012. « Factors influencing the degradation of garbage in methanogenic bioreactors and impacts on biogas formation ». *Appl Microbiol Biotechnol*, vol. 94, n° 3, p. 575-582.
- Observ'ER. 2012. « La production d'électricité d'origine renouvelable dans le monde ». En ligne. <http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/html/inventaire/Fr/preface.asp>. Consulté le 25 février 2013.
- Oleszkiewicz, J. a, E. Kalinowska, P. Dold, J. l Barnard, M. Bieniowski, Z. f Erenc, R. j Ones, A. Rypina et J. s Udol. 2004. « Feasibility Studies and Pre-design Simulation Of Warsaw's New Wastewater Treatment Plant ». *Environmental Technology*, vol. 25, n° 12, p. 1405-1411.
- Paul, E., P. Camacho, M. Sperandio et P. Ginestet. 2006. « Technical and Economical Evaluation of a Thermal, and Two Oxidative Techniques for the Reduction of Excess Sludge Production ». *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 84, n° 4, p. 247-252.

- Posthumus, R., T. p Traas, W. j g m Peijnenburg et E. m Hulzebos. 2005. « External validation of EPIWIN biodegradation models ». *SAR and QSAR in Environmental Research*, vol. 16, n° 1, p. 135-148.
- Rodriguez-Garcia, G., M. Molinos-Senante, A. Hospido, F. Hernández-Sancho, M. T. Moreira et G. Feijoo. 2011. « Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants ». *Water Research*, vol. 45, n° 18, p. 5997-6010.
- Ruano, M. V., J. Serralta, J. Ribes, F. Garcia-usach, A. Bouzas, R. Barat, A. Seco et J. Ferrer. 2012. « Application of the general model ‘ Biological Nutrient Removal Model No. 1’ to upgrade two full-scale WWTPs ». *Environmental Technology*, vol. 33, n° 9, p. 1005-1012.
- Salsabil, M. R., J. Laurent, M. Casellas et C. Dagot. 2010. « Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 174, n° 1, p. 323-333.
- Shehu, Muhammad Sani, Zainuddin Abdul Manan et Sharifah Rafidah Wan Alwi. 2012. « Optimization of thermo-alkaline disintegration of sewage sludge for enhanced biogas yield ». *Bioresource Technology*, vol. 114, p. 69-74.
- Smith, Jennifer A., et Cynthia M. Carliell-Marquet. 2009. « A novel laboratory method to determine the biogas potential of iron-dosed activated sludge ». *Bioresource Technology*, vol. 100, n° 5, p. 1767-1774.
- SNC-Lavalin Environnement inc., Hydro-Québec Institut de recherche LTE et Ministère du Développement économique, de l'innovation et de l'Exportation. 2010. *MATTEUS+*. Version 1.2.2.0. Logiciel. Québec.
- Wang, Guanghua, Jun Sui, Huishan Shen, Shukun Liang, Xiangming He, Minju Zhang, Yizhong Xie, Lingyun Li et Yongyou Hu. 2011. « Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 192, n° 1, p. 93-98.
- Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., et Fan, Y. 2003. « Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment ». *Water Research*, vol. 37, p. 4453-4467.
- Zhang, Guangming, Junguo He, Panyue Zhang et Jie Zhang. 2007. « Ultrasonic reduction of excess sludge from activated sludge system II: Urban sewage treatment ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, n° 2, p. 1105-1109.